

## VÉDETT HOMOKPUSZTAGYEPI LÁGYSZÁRÚAK FELVÉTELEZÉSE EGY SOLTVADKERTI HOMOKI BORÓKÁS-NYÁRASBAN

SCHELLENBERGER Judit<sup>1,2</sup>, LACZÓ Márton<sup>1</sup>, BARCZI Attila<sup>1</sup>, SKUTAI Julianna<sup>1</sup>, SZIRMAI Orsolya<sup>3</sup>, CZÓBEL Szilárd<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

<sup>2</sup>Magyar Tudományos Akadémia, Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet, 1022 Budapest, Herman Ottó u. 15.

<sup>3</sup>Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Botanikus Kert, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: szirmai.orsolya@mkk.szie.hu

**Kulcsszavak:** *Alkanna tinctoria*, *Dianthus serotinus*, *Gypsophila arenaria*, *Onosma arenaria*, *Stipa borysthena*, *Tragopogon floccosus*, homokbucka

**Összefoglalás:** Egy soltvadkerti (Dél-Alföld) homoki borókás-nyáras (M5, 91N0\*, *Junipero-Populetum albae*) nyílt gyeptársulásainak a természetvédelmi célú botanikai vizsgálatát mutatjuk be. Elvégeztük hat védett homokpusztagyepi lágyszárú, az *Alkanna tinctoria*, a *Dianthus serotinus*, a *Gypsophila arenaria*, az *Onosma arenaria*, a *Stipa borysthena* és a *Tragopogon floccosus* állománybecslését és lokális termőhelyi jellemzőinek felmérését 2014 júniusában és júliusában. Az állománybecslések során a random módon kijelölt 10 db 20×20 m-es mintavételi négyzetben feljegyeztük a célfajok tőszámait. A célfajok termőhelyi jellemzőinek feltáráshoz cönológiai felvételezéseket is végeztünk fajonként 5-5 db, célzottan kiválasztott 2×2 m-es mintanégyzetben. A kvadrátok a célfajok kiterjedtebb foltjaira voltak reprezentatívak. A hat védett növényfaj összesen 18929 egyede él a homoki borókás-nyáras nyílt gyepfoltjaiban, amely négyzetméterenként 0,32 védett növényt jelent. A vizsgált fajok közül legnagyobb és legstabilabb állománnyal a *Stipa borysthena* rendelkezett. Stabil állomány jellemezte ugyanakkor az *Alkanna tinctoria*-t, a *Dianthus serotinus*-t, a *Gypsophila arenaria*-t és a *Tragopogon floccosus*-t is, míg az *Onosma arenaria* csekélyebb állománnyal rendelkezett. A Borhidi-féle relatív ökológiai indikátorértékek teljesen nyitott, napfényes, szubmediterrán jellegű, vízhiányos és szélsőségesen tápanyagszegény termőhelyet jeleztek a célfajok kvadrátjaiban. Ettől csak a *Gypsophila arenaria* kvadrátjai tértek el számottevően, amelyet a többváltozós statisztikai elemzések (PCA) is kimutattak. A határozott elkülönülést magyarázza, hogy a *Gypsophila arenaria* lokálisan a buckaközi mélyedések viszonylag jobb víz- és tápanyag-ellátottságú termőhelyeit preferálta. Az *Alkanna tinctoria*, a *Dianthus serotinus* és a *Tragopogon floccosus* termőhelyi jellemzői hasonlóak voltak, nagyobb foltjaik elsősorban buckatetői és buckaoldali pozícióban fordultak elő. Az *Onosma arenaria* termőhelyi preferenciája széles skálán mozgott.

### Bevezetés

A Pannon homoki borókás-nyáras élőhelyek (Á-NÉR: M5, Natura 2000: 91N0\*, Cönotaxon: *Junipero-Populetum albae* (Zólyomi ex Soó 1950) Szodfridt 1969) hazánkban elsősorban az Alföldön, a Duna-Tisza köze meszes homokterületein fordulnak elő a homokbuckák gerincein, oldalain vagy teknőiben. Alapvetően ligetes megjelenésű, homoki gyepekkel mozaikos, cserjés vagy erdőformájú, boróka (*Juniperus communis* L.) és nyárfajok (*Populus alba* L., *P. × canescens* Sm.) dominálta állományok. A mozaik részét képező gyeptársulás számos védett vagy fokozottan védett, illetve endemikus nyílt homokpusztagyepi (Á-NÉR: G1, Natura 2000: 6260\*, Cönotaxon: *Festucetum vaginatae* Rapaics ex Soó 1929 em. Borhidi 1996) fajnak ad otthont, mint például a báránypirosító (*Alkanna tinctoria* (L.) Tausch), a homoki imola (*Centaurea arenaria* M. Bieb. ex Willd.), a homoki kikerics (*Colchicum arenarium* Waldst. et Kit.), a fényes poloskamag (*Corispermum nitidum* Kit.), a kései szegfű (*Dianthus serotinus* Waldst. et Kit.), a közönséges csikófark (*Ephedra distachya* L.), a homoki fátyolvirág (*Gypsophila arenaria* Waldst. et Kit.), a borzas len (*Linum hirsutum* L.), a homoki vértő (*Onosma arenaria* Waldst. et Kit.), a kisvirágú habszegfű (*Silene borysthena*

(Gruner) Walters), a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthenica* Klokov ex Prokudin) és a homoki bakszakáll (*Tragopogon floccosus* Waldst. et Kit.) (Bölöni et al. 2011).

Napjainkban, mint számos más értékes élőhelytípust a Duna-Tisza közén, úgy a homoki borókás-nyárasokat is fenyegeti az élőhelypusztulás és fragmentáció. A 20. század elején a Duna-Tisza közének nagy részét még nyílt homoki gyepek, borókásfoltok, cserjések és ligetes erdők foglalták el (Rakonczay et al. 2001, Biró 2008). A rendszerváltás utáni időszakban azonban a természetközeli élőhelyek pusztulási tendenciája jelentős mértékben megnövekedett a régióban (Biró 2011). Az élőhelyek csökkenését Biró (2011) szerint legnagyobb mértékben, közel 60%-ban a beszántások okozták. További jelentős élőhelycsökkentő tényező volt a legeltetés visszaszorulása nyomán fellépő spontán beerdősülés, illetve a faültetvények létesítése (Biró 2011). A futóhomok megkötését szolgáló intenzív fásítások következtében a 20. század végére becslések szerint több mint 1000 km<sup>2</sup> száraz homoki gyeppel, természetközeli erdővel és cserjésekkel alakult át nemesnyárasokká, erdei és fekete fenyőültetvényekké vagy akácossá a kiskunsági homokvidék területén (Rakonczay et al. 2001, Biró 2008). Mindezek nyomán a homoki borókás-nyárasok is egykori területük töredékére zsugorodtak, jelenlegi hazai kiterjedésük 30 km<sup>2</sup> körüli (Bölöni et al. 2011). A megmaradt természetes állományaik megóvása és rendszeres monitorozása ezért természetvédelmi és konzervációbiológiai szempontból különösen fontos.

A közösségi jelentőségű természetes élőhelytípusok – köztük a homoki borókás-nyárasok – védelme és rendszeres monitorozása az Élőhelyvédelmi Irányelv (92/43/EEC) (European Commission 1992) értelmében kötelező az EU tagállamokban. Ehhez igazodva Magyarország is kidolgozta élőhely monitorozási protokollját és tevékenyen munkálkodik a területén előforduló közösségi jelentőségű élőhely típusok elterjedésének, kiterjedésének, funkciójának és struktúrájának megismerésén (Ellwanger et al. 2018).

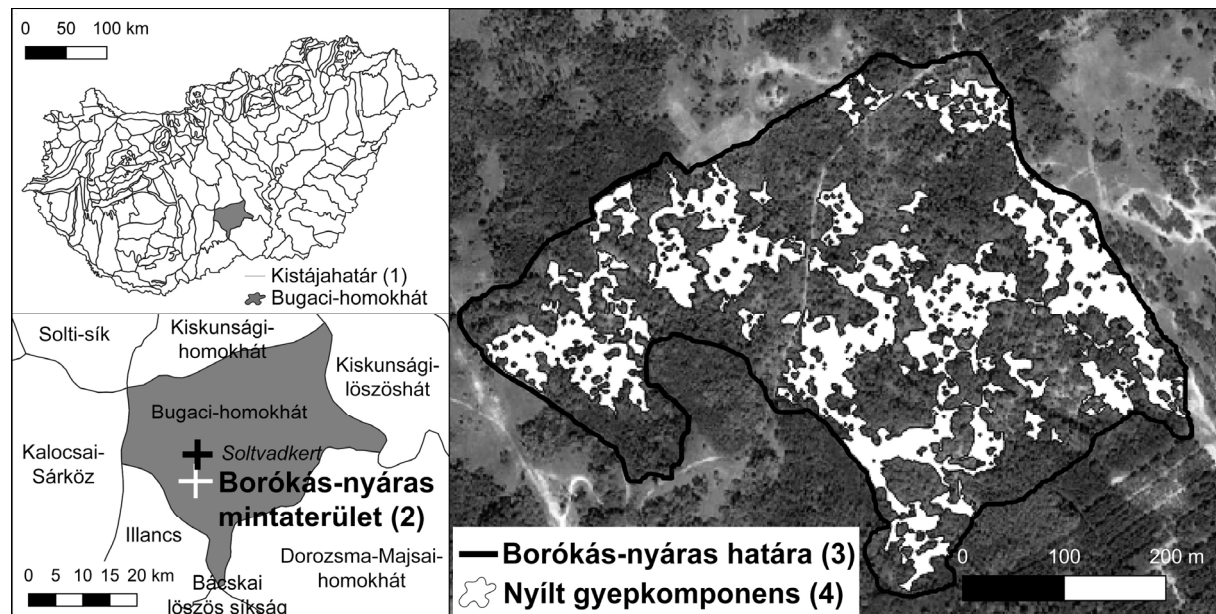
Jelen tanulmányban egy soltvadkert homoki borókás-nyáras nyílt foltjait alkotó gyeppel komponens természetvédelmi célú botanikai vizsgálatát tűztük ki célul. Ennek keretében elvégeztük hat, itt előforduló védett lágyszárú növényfaj, az *Alkanna tinctoria*, a *Dianthus serotinus*, a *Gypsophila arenaria*, az *Onosma arenaria*, a *Stipa borysthenica* és a *Tragopogon floccosus* állománybecslését, valamint lokális termőhelyi jellemzőinek feltárását.

## Anyag és módszer

### A terület jellemzői

A vizsgálatok egy a Soltvadkert település (Dél-Alföld) határában található homoki borókás-nyáras élőhelyen történtek (WGS84: N 46.537156°, E 19.385386°; tszf. 121 m). A terület középtáji szinten a Duna-Tisza közti síkvidékhez tartozik, kistáj szinten pedig a Bugaci-homokháztól. A kistáj szélhordta homokkal fedett hordalékkúp-síkság (Dövényi 2010). A legnagyobb részét beborító futóhomok Treitz (1903) leírása szerint a szél által többszörösen áthalmazott és osztályozott dunahordalék, amely pleisztocén kori eolikus löszös üledékekkel változatosan rétegződött és keveredett (idézi Biró és Molnár 1998). Leggyakoribb talajtípusa a futóhomok. Az éves napfénytartam 2030–2050 óra. Az éves csapadékösszeg 520–570 mm, amelyből körülbelül 320 mm a vegetációs időszakban hull. Vizeit tekintve a Bugaci-homokhat vízhiányos terület. A talajvíz 2–4 m mélységben mozgott, de az utóbbi évtizedekben süllyedés tapasztalható. Éghajlata szárazságtűrő növényzetnek megfelelő (Dövényi 2010).

A felvételezések alapjául szolgáló borókás-nyáras összterülete 247 700 m<sup>2</sup>, amelyből a nyílt homoki gyeppel komponens 59 714,3 m<sup>2</sup> (1. ábra). A borókás-nyáras két oldalról szinte homogén feketefenyves ültetvényekkel, két oldalról akácokkal és legelők veszik körbe. A területet extenzív juhlegelőként hasznosítják.



1. ábra A borókás-nyáras mintaterület elhelyezkedése és műholdképe

A földrajzi kistájak nevei Dövényi (2010) munkáját követik

Figure 1. Location and satellite image of the poplar-juniper sand dune study site

Hungarian geographical microregion names follow the nomenclature of Dövényi (2010);

(1) Borders of Hungarian geographical microregions; (2) Examined poplar-juniper sand dune; (3) Border of poplar-juniper sand dune; (4) Open patches (white polygons).

### A mintavételezés

A botanikai felvételezésekre 2014 júniusában és júliusában került sor. Elvégeztük az előzetes terepbejárások alapján kiválasztott hat védett növényfaj, az *Alkanna tinctoria*, a *Dianthus serotinus*, a *Gypsophila arenaria*, az *Onosma arenaria*, a *Stipa borysthena* és a *Tragopogon floccosus* állománybecslését. A becsléseket a borókás-nyáras nyílt gyeppolygonjaiban random módon kijelölt 10 db 20×20 m-es mintavételi négyzetekben végeztük (2014. június). A kvadrátokban feljegyeztük a célfajok egyedszámait (/tőszámait; gyepes növekedésű fajoknál egy csomót tekintettünk egy egyednek), illetve becsültük a kvadrátok százalékos összborításait. Az állománybecsléshez összesen 4 000 m<sup>2</sup>-nyi (a borókás-nyáras nyílt foltjainak egytizenötöd része) területet felvételeztünk.

A védett fajok lokális termőhelyi jellemzőinek tanulmányozása érdekében a vizsgálatokat fajonként 5-5 db, célzottan kiválasztott 2×2 m-es mintanegyzet cönológiai felvételezésével egészítettük ki (2014. július). Az irányított mintavételezés biztosította, hogy a célfajok kiterjedtebb foltjai beleessenek a felvételezésekbe. A hat faj közül a *Stipa borysthena* vizsgálatára külön kvadrátokat nem vettünk fel, mivel domináns faj a vizsgált területen. Az így kijelölt 25 db 2×2 m-es kvadrátban összeírtuk a megjelenő növényfajokat (hajtásos növények, mohák és zuzmók), majd Braun-Blanquet (1964) módszerén alapuló százalékos borításbecslést végeztünk. Ilyen módon 100 m<sup>2</sup>-nyi terület cönológiai felvételezését végeztük el.

### Az adatfeldolgozás

Az állománybecslés adatainak kiértékeléshez a 20×20 m-es kvadrátok eredményeit használtuk fel. A mintavételezések számának elégségességét kumulatív átlagos egyedszám (/tőszám) görbe segítségével ellenőriztük. A kapott eredményekből kiszámítottuk a vizsgált fajok denzitását (1 m<sup>2</sup>-re eső átlagos tőszámát), majd a borókás-nyáras nyílt foltjainak összterületére vonatkoztatva becsültük az állomány egyedszámát.

A 2×2 m-es mintanegyzetek felvételezései alkalmasak voltak a nyílt foltok vegetációjának jellemzésére. A diverzitás számszerűsítésére Shannon diverzitást (Hs) számoltunk. A

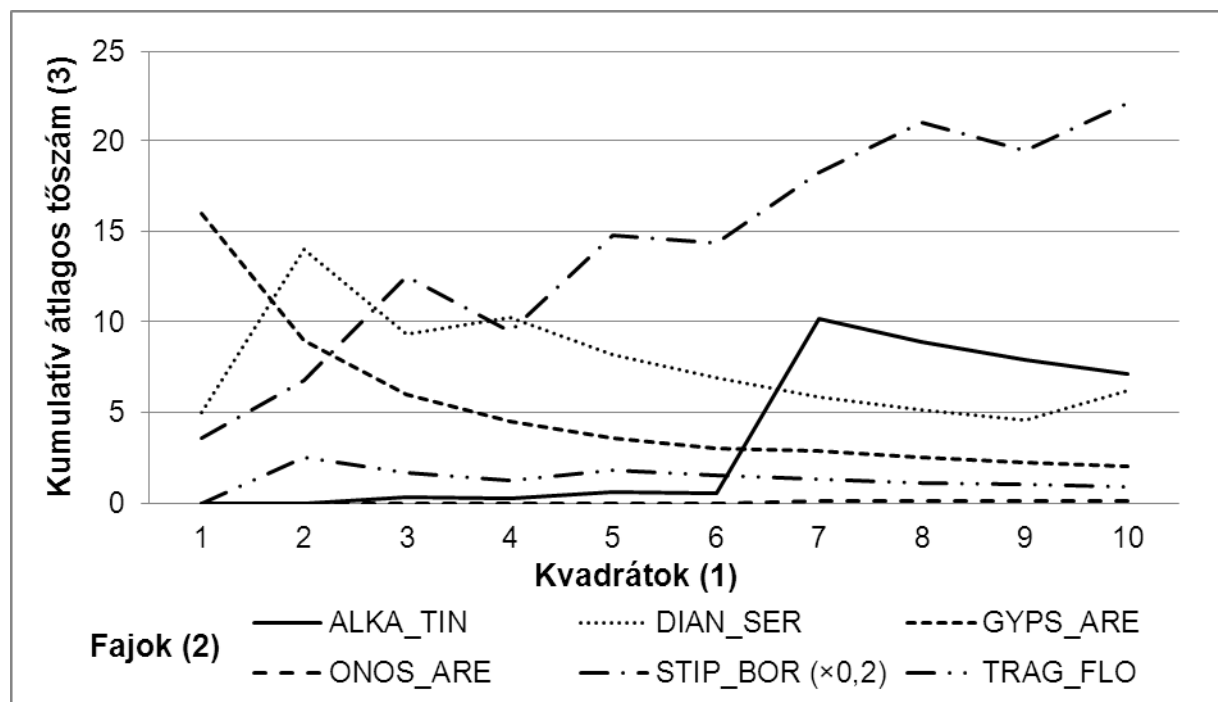
számításokhoz a fajok kvadrátonkénti relatív gyakoriságát vettük alapul. A célfajok lokális környezeti jellemzőinek megítélése érdekében a kvadrátok fajösszetételét a Borhidi-féle relatív ökológiai indikátor értékek (Borhidi 1995, Horváth et al. 1995) közül a fényigény (LB-érték), a hőigény (TB-érték), a vízigény (WB-érték) és a nitrogénigény (NB-érték) relatív értékszámainak megoszlása alapján elemeztük. A célfajok prezenciáját/abszenciáját leginkább meghatározó tényezőket többváltozós elemzéssel, PCA (Principal Component Analysis) ordinációval vizsgáltuk (Podani 1997). A minták az egyes kvadrátok (n=25), a változók a relatív ökológiai mutatók (LB, TB, WB, NB) fajokhoz rendelhető értékszámainak csoporttömege (%) volt a fajok százalékos borításértékei alapján számítva.

A statisztikai elemzéseket Past 3.01. program segítségével végeztük el. A területszámításokhoz és a térképi megjelenítéshez QGIS 2.4.0. térinformatikai szoftvert használtunk. A tudományos fajnevek és az auktornevek az Új magyar fűvészkönyv (Király 2009) nomenklatúráját követik. A társulások Borhidi (2003) nevezékatanát követik.

## Eredmények

### Az állománybecslés

Első lépésben a mintavételezések számának elégségességét ellenőriztük kumulatív átlagos egyedszám (/tőszám) görbe segítségével. A grafikus ábrázolás mind a hat célfaj esetén reprezentatív mintaszámot mutatott, mivel a görbék kezdeti kilengése a mintaszám növekedésével párhuzamosan jelentősen mérséklődött (2. ábra).



2. ábra A célfajok kumulatív átlagos tőszámának görbéje a 20×20 m-es kvadrátok eredményei alapján  
Jelmagyarázat: ALKA\_TIN = *Alkanna tinctoria*; DIAN\_SER = *Dianthus serotinus*; GYPS\_ARE = *Gypsophila arenaria*; ONOS\_ARE = *Onosma arenaria*; STIP\_BOR = *Stipa borysthena*; TRAG\_FLO = *Tragopogon floccosus*

Figure 2. Curve of the cumulative average count of target species' stems based on the results of the 20 x 20 m quadrates

Abbreviations: ALKA\_TIN = *Alkanna tinctoria*; DIAN\_SER = *Dianthus serotinus*; GYPS\_ARE = *Gypsophila arenaria*; ONOS\_ARE = *Onosma arenaria*; STIP\_BOR = *Stipa borysthena*; TRAG\_FLO = *Tragopogon floccosus*

(1) Quadrates; (2) Species; (3) Cumulative average stem number

A célfajok tőszámait a 20×20 m-es mintanégyzetekben, továbbá 1 m<sup>2</sup>-re és a nyílt homoki gyepfoltok összterületére (59 714,3 m<sup>2</sup>) vonatkoztatva az 1. táblázat mutatja be. A vizsgált fajok közül legnagyobb denzitással a fűneműeket képviselő *Stipa borysthenica* rendelkezett (0,28 tő/m<sup>2</sup>), valamennyi kvadrátban megjelent (átlagosan 111 tővel), habár eloszlása nem volt egyenletes. Viszonylag nagy denzitás jellemezte az *Alkanna tinctoria* (0,02 tő/m<sup>2</sup>) és a *Dianthus serotinus* (0,02 tő/m<sup>2</sup>) fajokat, amely utóbbi a vizsgált kvadrátok közel felében jelen volt. Jóval kisebb denzitásértékek jellemezték a *Gypsophila arenaria* (0,005 tő/m<sup>2</sup>), a *Tragopogon floccosus* (0,002 tő/m<sup>2</sup>) és az *Onosma arenaria* (0,0003 tő/m<sup>2</sup>). A borókásnyáras nyílt foltjainak összterületére vonatkoztatva ez 16496 *Stipa borysthenica*, 1060 *Alkanna tinctoria*, 926 *Dianthus serotinus*, 299 *Gypsophila arenaria*, 134 *Tragopogon floccosus* és 15 *Onosma arenaria* tövet jelentett.

Becsléseink alapján a hat védett növényfaj összesen 18 929 egyede él a vizsgált borókásnyáras nyílt foltjaiban, amely m<sup>2</sup>-enként 0,32 védett növényt jelent.

1. táblázat A célfajok tőszámai (db) – jelmagyarázat: lásd a 2. ábrán

Table 1. Stem count of target species (pcs) – abbreviations: see in Figure 2.

(1) Quadrates (20×20 m)/Stem count (pcs); (2) Mean±SD; (3) Species; (4) Total area

Fajok (3)	Kvadrátok (20×20 m)/Tőszám (db) (1)											1 m <sup>2</sup>	59714,3 m <sup>2</sup> teljes terület (4)	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Σ			Átlag±SD (2)
ALKA_TIN	-	-	1	-	2	-	68	-	-	-	71	7,1±21,4	0,0178	1059,9
DIAN_SER	5	23	-	13	-	-	-	-	-	21	62	6,2±9,3	0,0155	925,6
GYPS_ARE	16	2	-	-	-	-	2	-	-	-	20	2,0±5,0	0,0050	298,6
ONOS_ARE	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	0,1±0,3	0,0003	14,9
STIP_BOR	18	50	120	2	180	60	210	200	35	230	1105	110,5±87,8	0,2763	16496,1
TRAG_FLO	-	5	-	-	4	-	-	-	-	-	9	0,9±1,9	0,0023	134,4
Σ	39	80	121	15	186	60	281	200	35	251	1268	126,8±96,3	0,3172	18929,5

### A nyílt gyepmozaikok vegetációjának jellemzése

A célfajok vizsgálatára kijelölt 2×2 m-es kvadrátok cönológiai felvételezései alkalmasak voltak a nyílt gyepmozaikok vegetációjának jellemzésére. A 25 felvételezett kvadrátban összesen 43 hajtásos növényfajt jegyeztünk fel. A domináns hajtásos növényfajok a magyar csenkesz (*Festuca vaginata* Waldst. et Kit. ex Willd.) (27%), a cinegefűz (*Salix rosmarinifolia* L.) (6%) és a *Stipa borysthenica* (4%) voltak. Közülük a *Festuca vaginata* valamennyi kvadrátban a borítási rangsor első faja volt – kivéve a *Gypsophila arenaria* kvadrátjait, ahol a *Salix rosmarinifolia* után a második helyre szorult. A 25 kvadrát eredményeiből számítva a hajtásos növényfajok átlagos összborítása 55% volt. A mohák és zuzmók átlagosan 19%-ot borítottak, az avar 11%-ot, míg a csupasz felszínnek 16%-ot. Ugyanakkor az egyes kvadrátok borítás vonatkozásában nagy különbözőséget mutattak. Legnagyobb átlagos hajtásos borítással az *Onosma arenaria* (75%) és az *Alkanna tinctoria* (58%) kvadrátjai rendelkeztek, legkisebbel pedig a *Dianthus serotinus* kvadrátjai (36%).

A 2. táblázat a cönológiai felvételek fajszaimeit és Shannon diverzitasát mutatja be kvadrátok szerinti bontásban. A kvadrátonkénti átlagos fajszám az élőhelyen 11,9 volt. Összevetve az egyes célfajokra reprezentatív kvadrátok eredményeit, megállapítható, hogy legnagyobb átlagos fajszámmal a *Gypsophila arenaria* kvadrátjai rendelkeztek (13,4 db). Átlagos fajszám tekintetében tőle csak kevésbé maradtak el a borításra is kiemelkedő *Onosma arenaria* (12,8 db) és a *Tragopogon floccosus* (12,4 db) kvadrátjai. Az élőhely Shannon diverzitas átlagértéke kicsi volt (Hs átlag±SD=1,25±0,31). Ha az egyes célfajok kvadrátjait külön vizsgáljuk, botanikai szempontból legdiverzebbnek az *Alkanna tinctoria* (Hs átlag±SD=1,51±0,07) és a *Gypsophila arenaria* (Hs átlag±SD=1,45±0,15) kvadrátjai

bizonyultak. Legkisebb diverzitás a *Tragopogon floccosus* kvadrátjait jellemezte (Hs átlag±SD=1,08±0,34).

2. táblázat A cönológiai felvételek fajszámai és Shannon diverzitásuk (Hs) – jelmagyarázat: lásd a 2. ábrán  
Table 2. Species number of coenological monitoring and their Shannon diversity index (Hs) – abbreviations: see  
Table 2. Species number of coenological monitoring and the Shannon diversity index (Hs) – abbreviations: see  
Figure 2.

(1) Quadrates (2×2 m); (2) Mean; (3)  $\Sigma$  Average species number (pcs); (4)  $\Sigma$  Hs mean±SD; (5) Species number (pcs); (6) Hs value±SD

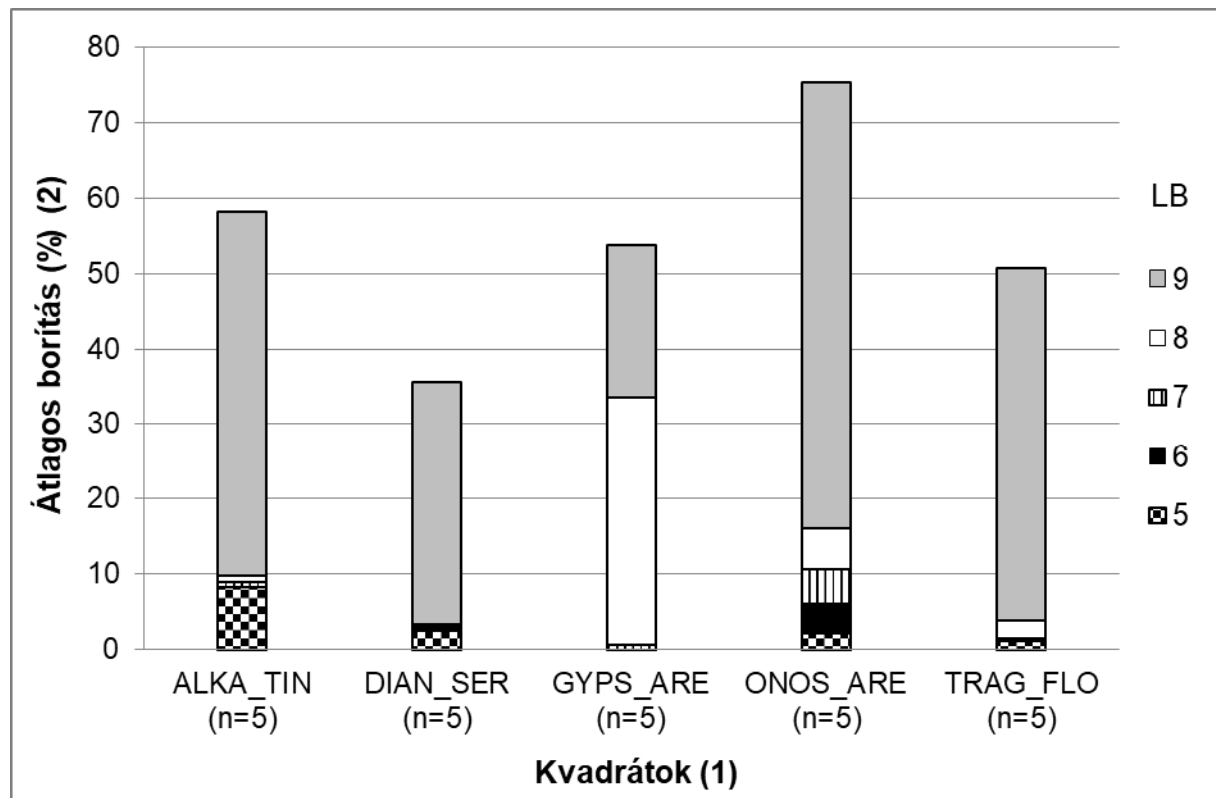
Kvadrátok (2×2 m) (1)							$\Sigma$ Átlag fajszám (db) (3)	$\Sigma$ Hs átlag±SD (4)
1	2	3	4	5	Átlag (2)			
ALKA_TIN								
Fajszám (db) (5)	12	12	9	12	12	11,4		
Hs érték±SD (6)	1,46±0,13	1,47±0,13	1,54±0,08	1,47±0,13	1,63±0,15	1,51±0,07		
DIAN_SER								
Fajszám (db) (5)	9	8	11	11	8	9,4		
Hs érték±SD (6)	0,74±0,09	0,94±0,12	1,45±0,16	0,93±0,09	1,47±0,14	1,11±0,33		
GYPS_ARE							11,9	1,25±0,31
Fajszám (db) (5)	16	14	12	12	13	13,4		
Hs érték±SD (6)	1,70±0,14	1,46±0,14	1,44±0,11	1,31±0,11	1,36±0,12	1,45±0,15		
ONOS_ARE								
Fajszám (db) (5)	13	10	13	14	14	12,8		
Hs érték±SD (6)	1,45±0,13	0,69±0,08	1,19±0,12	0,99±0,06	1,19±0,10	1,10±0,28		
TRAG_FLO								
Fajszám (db) (5)	12	14	10	12	14	12,4		
Hs érték±SD (6)	1,38±0,09	1,28±0,11	0,76±0,08	0,66±0,06	1,32±0,11	1,08±0,34		

### A célfajok lokális környezeti (termőhelyi) jellemzőinek megítélése relatív ökológiai indikátor értékek csoporttömege alapján

A fajok relatív ökológiai indikátor értékeire alapozott elemzések hozzásegítenek a termőhelyi adottságok megítéléséhez. A célfajokra reprezentatív kvadrátok teljes fajkészletének figyelembe vételével pontosabb képet kaphatunk a célfajok lokális környezeti preferenciájáról.

A 3–6. ábra a vegetáció százalékos borításának megoszlását mutatja be a relatív fényigény (LB), a relatív hőigény (TB), a relatív vízigény (WB), továbbá a relatív nitrogénigény (NB) kategóriák között a célfajokat reprezentáló 5-5 kvadrát átlagos borításértékei alapján számítva.

Fényigényük tekintetében az *Alkanna tinctoria*, a *Dianthus serotinus*, az *Onosma arenaria* és a *Tragopogon floccosus* kvadrátjai nagy hasonlóságot mutattak (3. ábra). Kvadrátjaikban a csak teljesen nyitott helyeken élő, >50% fotoszintetikus minimumú teljes napfénynövények csoporttömege volt a legnagyobb. A *Gypsophila arenaria* kvadrátjai lényegesen eltértek ettől. Esetükben a legnagyobb tömegességgel a >40% fotoszintetikus minimumú napfénynövények rendelkeztek.



3. ábra A vegetáció borításának (%) megoszlása a relatív fényigény (LB) kategóriák között a célfajok kvadrátjaiban átlagosan

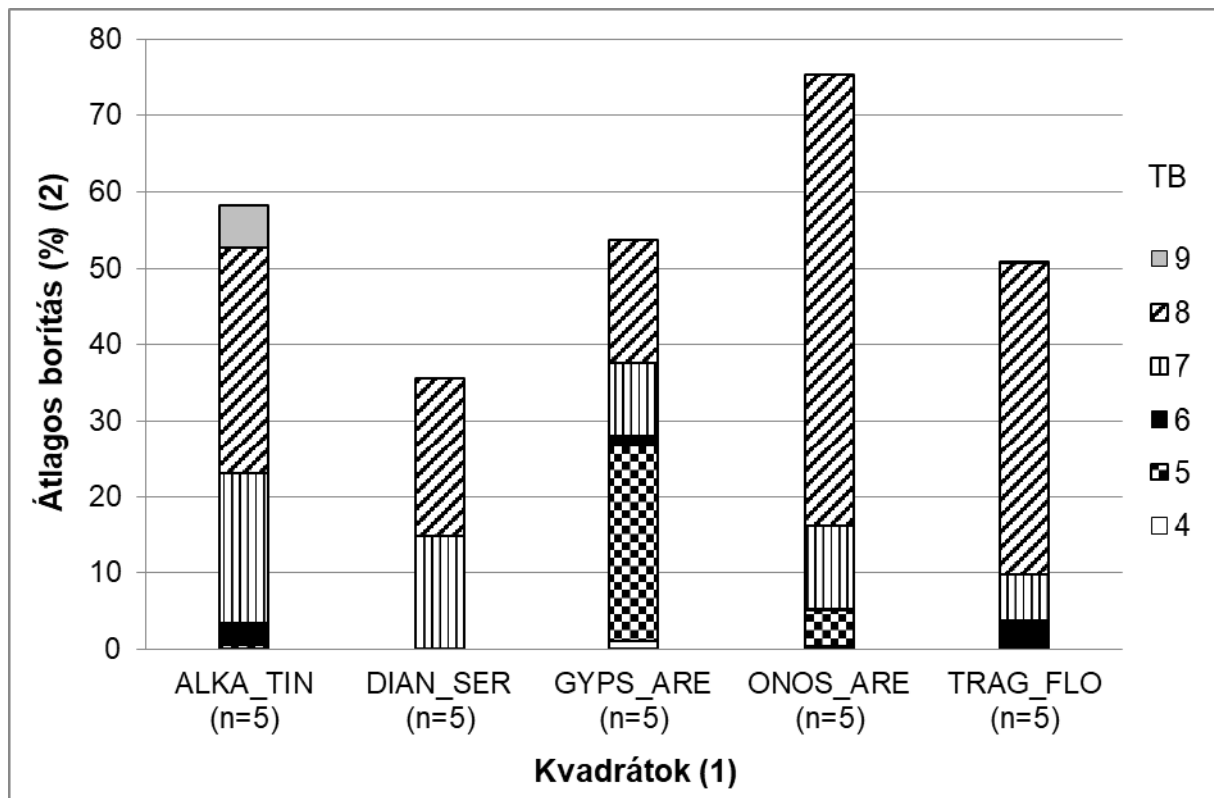
Jelmagyarázat: 9 = teljes napfénynövények, csak teljesen nyitott helyeken; 8 = napfénynövények; 7 = félnapfénynövények, többnyire teljes fényben élnek, de árnyéktűrők is; 6 = félárnyék-félnapfénynövények; 5 = félárnyéknövények; az x-tengely jelmagyarázatát lásd a 2. ábrán

Figure 3. Average vegetation cover (%) among the relative light categories (LB) in the quadrates of target species

Abbreviations: 9 = full light plants in open habitats; 8 = light plants; 7 = half-light plants mostly living in full light, but shadow tolerant; 6 = half-shadow and -light plants; 5 = half-shadow plants; abbreviations of x-axis: see Figure 2.

(1) Quadrates; (2) Average cover (%)

Hőigényük vonatkozásában az *Alkanna tinctoria*, a *Dianthus serotinus*, az *Onosma arenaria* és a *Tragopogon floccosus* kvadrátjaiban a szubmediterrán, sztyepp övnek megfelelő növények csoporttömege volt a legszámottevőbb (4. ábra). Csoporttömegek alapján a *Gypsophila arenaria* kvadrátjai – a fényigény-megoszlásban tapasztaltakhoz hasonlóan – lényegesen eltértek a többi fajétól. Esetükben a montán lomblevelű mezofil erdők övének megfelelő növények voltak túlsúlyban.



4. ábra A vegetáció borításának (%) megoszlása a relatív hőigény (TB) kategóriák között a célfajok kvadrátjaiban átlagosan

Jelmagyarázat: 9 = eumediterrán örökzöld övezet növényei; 8 = szubmediterrán sibljak és sztyepp övének megfelelően; 7 = termofil erdők és erdős-sztyeppök övének megfelelően; 6 = szubmontán lomblevelű erdők övének megfelelően; 5 = montán lomblevelű mezofil erdők övének megfelelően; 4 = montán tűlevelű erdők, ill. a tajga övének megfelelően; az x-tengely jelmagyarázatát lásd a 2. ábrán

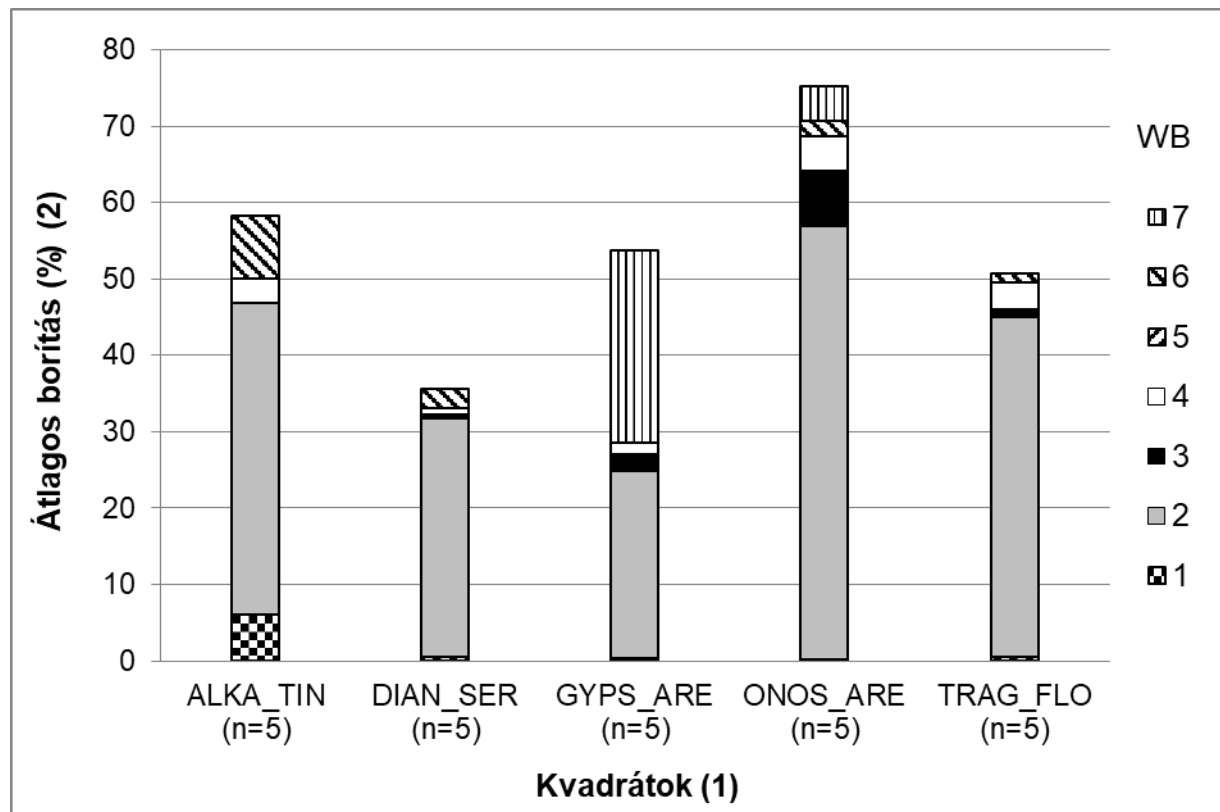
Figure 4. Average vegetation cover (%) among the relative temperature categories (TB) in the quadrates of target species

Abbreviations: 9 = plants of EU-Mediterranean evergreen belt; 8 = sub-Mediterranean woodland and grassland belt; 7 = in acc. with thermophilous forest or woodland belt; 6 = in acc. with submontane broad-leaved forest belt; 5 = in acc. with mesophilous broad-leaved forest belt; 4 = in acc. with montane needle-leaved forest or taiga belt; abbreviations of x-axis: see Figure 2.

(1) Quadrates; (2) Average cover (%)

Az *Alkanna tinctoria*, a *Dianthus serotinus*, az *Onosma arenaria* és a *Tragopogon floccosus* kvadrátjai vízigényük tekintetében is nagyon hasonlítottak egymáshoz (5. ábra). Legtömegesebbek a hosszú száraz periódusú termőhelyek szárazságjelző növényei voltak. A *Gypsophila arenaria* kvadrátjaiban ugyanakkor a jól átszellőzött, nem vizenyős talajok nedvességjelző növényei tették ki az összborítás legnagyobb hányadát.





5. ábra A vegetáció borításának (%) megoszlása a relatív vízigény (WB) kategóriák között a célfajok kvadrátjaiban átlagosan

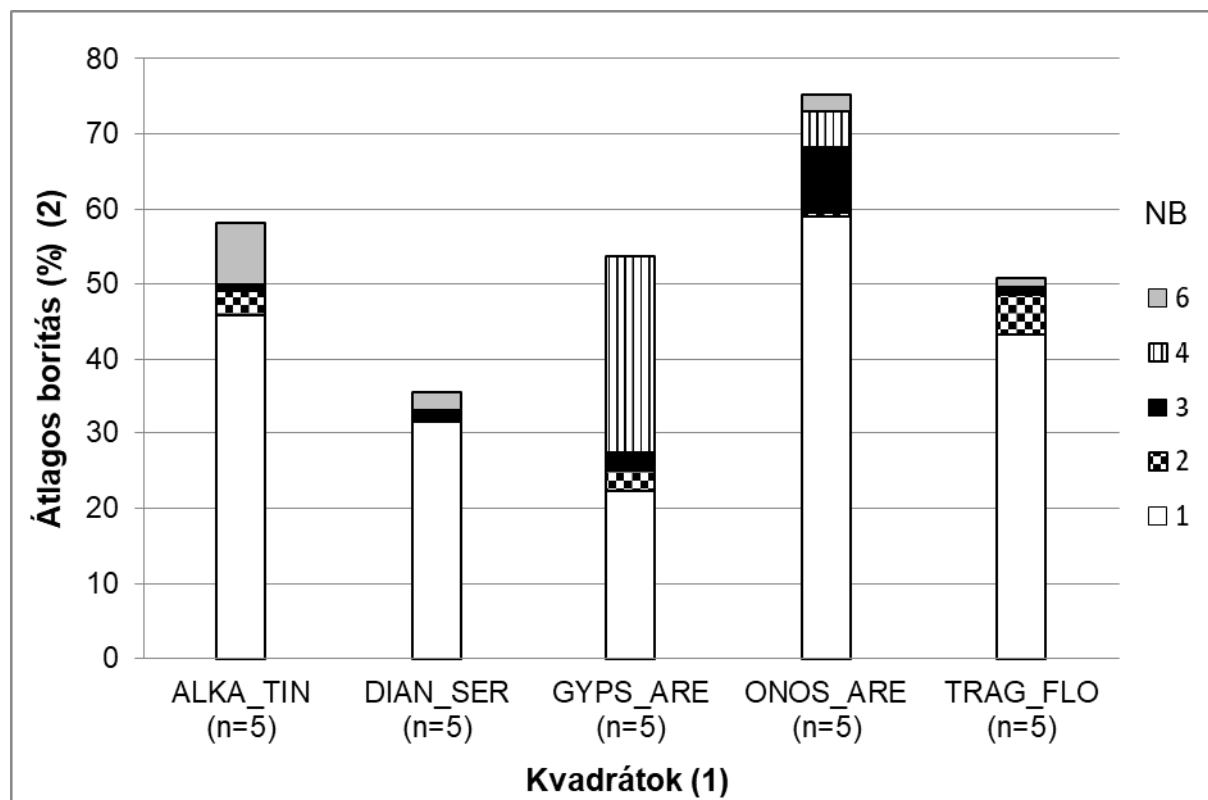
Jelmagyarázat: 7 = nedvességjelző növények, jól átszellőzött, nem vizenyős talajok növényei; 6 = üde termőhelyek növényei; 5 = félüde termőhelyek növényei; 4 = félszáraz termőhelyek növényei; 3 = szárazságtűrő növények, alkalmilag üde termőhelyeken is előfordulnak; 2 = szárazságjelző növények hosszú száraz periódusú termőhelyeken; 1 = erősen szárazságtűrő növények gyakorta teljesen kiszáradó, vagy huzamosan szélsőségesen száraz termőhelyeken; az x-tengely jelmagyarázatát lásd a 2. ábrán

Figure 5. Average vegetation cover (%) among the relative moisture categories (WB) in the quadrates of target species

Abbreviations: 7 = plants of moist soils not drying out and well aerated; 6 = plants of fresh soils; 5 = plants of semi-humid habitats, under intermediate conditions; 4 = plants of semi-dry habitats; 3 = xero-tolerants, but eventually occurring on fresh soils; 2 = xero-indicators on habitats with long dry period; 1 = plants of extremely dry habitats or bare rocks; abbreviations of x-axis: see Figure 2.

(1) Quadrates; (2) Average cover (%)

Nitrogénigényüket tekintve hasonló megoszlást ismét az *Alkanna tinctoria*, a *Dianthus serotinus*, az *Onosma arenaria* és a *Tragopogon floccosus* kvadrátjai mutattak (6. ábra). Legtömegesebbek a steril, szélsőségesen tápanyagszegény termőhelyek növényei voltak. A *Gypsophila arenaria* esetében a steril termőhelyek növényeinek csoportjától tömegesebbek voltak a relatíve jobb tápanyag-ellátottságú, szubmezotróf termőhelyek növényei.



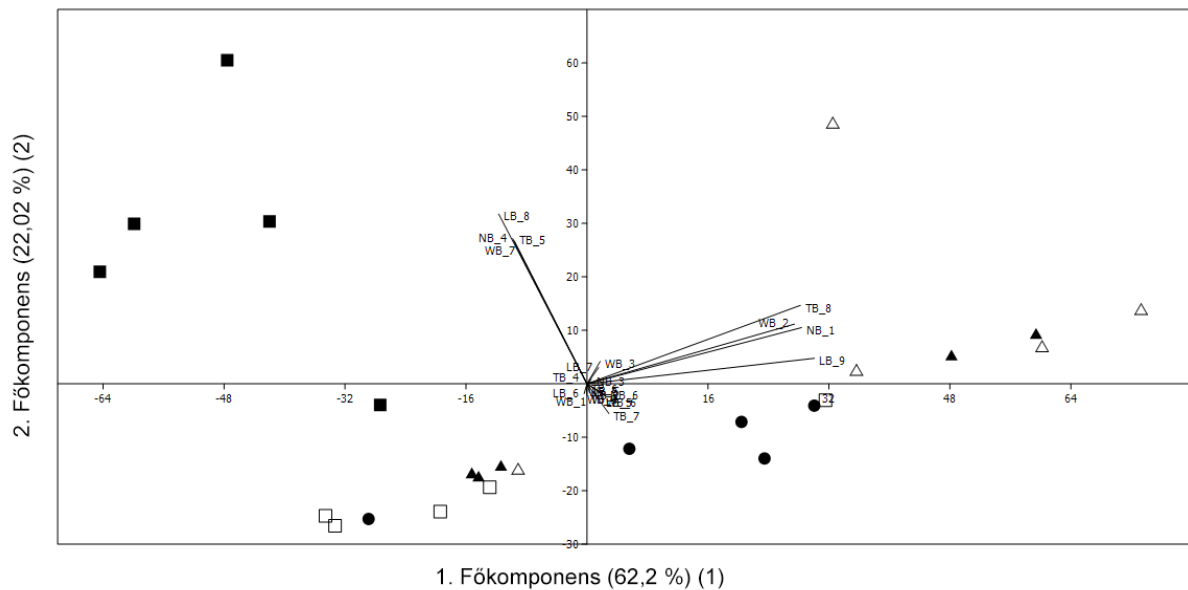
6. ábra A vegetáció borításának (%) megoszlása a relatív nitrogénigény (NB) kategóriák között a célfajok kvadrátjaiban átlagosan

Jelmagyarázat: 6 = mérsékelt tápanyagban gazdag termőhelyek növényei; 4 = szubmezotróf termőhelyek növényei; 3 = mérsékelt oligotróf termőhelyek növényei; 2 = erősen tápanyagszegény termőhelyek növényei; 1 = steril, szélsőségesen tápanyagszegény termőhelyek növényei; az x-tengely jelmagyarázatát lásd a 2. ábrán  
 Figure 6. Average vegetation cover (%) among the relative nitrogen categories (NB) in the quadrates of target species

Abbreviations: 6 = plants of moderately nutrient rich habitats; 4 = plants of submesotrophic habitats; 3 = plants of moderately oligotrophic habitats; 2 = plants of habitats very poor in nitrogen; 1 = only in soils extremely poor in mineral nitrogen; abbreviations of x-axis: see Figure 2.

(1) Quadrates; (2) Average cover (%)

A fenti megállapításokat a többváltozós PCA ordinációs elemzés is alátámasztotta. Az elemzés eredményét a 7. ábra mutatja be. Az első főkomponens 62,2%-át, míg a második főkomponens 22,02%-át magyarázza a teljes varianciának, így e két tengelyt ábrázolva az adatokban rejlő változékonyság 84,22%-áról kapunk képet. Az ábrán látható, hogy a *Gypsophila arenaria* kvadrátjai a többi faj kvadrátjaitól határozottan elkülönültek, azoktól távol kerülve többé-kevésbé egységes pontfelhőt alkottak. Elkülönülésüket az LB 8-as, a TB 5-ös, a WB 7-es és az NB 4-es kategóriájú növények nagy csoporttömege okozta. A többi célfajhoz tartozó kvadrát pontfelhőinek adat-térbeli eloszlását az LB 9, TB 8, WB 2 és NB 1 változók határozzák meg. Egységes pontfelhőt alkottak az *Alkanna tinctoria* kvadrátjai. A *Dianthus serotinus* és a *Tragopogon floccosus* pontfelhői fedésben voltak egymással. Fajainak ökológiai viselkedése alapján legkisebb hasonlóságot az *Onosma arenaria* kvadrátjai mutattak egymással.



7. ábra A relatív ökológiai mutatók (LB, TB, WB, NB) fajokhoz rendelhető értékszámainak csoporttömegén (%) alapuló PCA ordináció eredménye a nyílt homoki gyep kvadrátjaiban (n=25)

Jelmagyarázat: ● *Alkanna tinctoria* kvadrátjai; □ *Dianthus serotinus* kvadrátjai; ■ *Gypsophila arenaria* kvadrátjai; △ *Onosma arenaria* kvadrátjai; ▲ *Tragopogon floccosus* kvadrátjai

Figure 7. Result of the PCA ordination based on the group mass of relative ecological categories (LB, TB, WB and NB) values assigned to species in the quadrates of open sand steppe (n=25)

Abbreviations: ● Quadrates of *Alkanna tinctoria*; □ Quadrates of *Dianthus serotinus*; ■ Quadrates of *Gypsophila arenaria*; △ Quadrates of *Onosma arenaria*; ▲ Quadrates of *Tragopogon floccosus*  
(1) Principal Component 1 (62.2 %); (2) Principal Component 2 (22.02 %)

## Megvitatás

### Az állománybecslés

A *Stipa borysthenea* nagy és stabil állománnyal rendelkezett az élőhelyen (16496 tő/élőhely, 0,28 tő/m<sup>2</sup>), a társulás domináns fűfaja volt a *Festuca vaginata* mellett. A felvételezések tapasztalatai szerint különösen a nagyobb, egybefüggő nyílt foltokon buckatetői pozícióban, valamint a buckák déli lejtőin jelent meg nagy egyedsűrűséggel és alkotott nagyméretű (idősebb) zombékokat. A faj homokbuckán belüli orientáltságára vonatkozóan Czóbel et al. (2012) is hasonló trendről számol be.

Az *Alkanna tinctoria*, a *Dianthus serotinus*, a *Gypsophila arenaria*, a *Tragopogon floccosus* és az *Onosma arenaria* fajok állománya a *Stipa borysthenea*éhoz képest lényegesen kevesebb egyedet számlált, és eloszlásuk is sokkal mozaikosabb képet mutatott. Mindazonáltal állományméretük színzölemként stabilnak minősíthető, amely alól csak az *Onosma arenaria* képez kivételt.

### A nyílt gyepmozaikok vegetációjának jellemzése

A borókás-nyáras nyílt gyepmozaikjait a hajtásos növényfajok csekély borítása jellemezte (átlagosan 55%). A gyep kismértékű záródása a nyílt homokpusztagyepi élőhelytípusra jellemző állománykép (Bölöni et al. 2011). A rossz termőképességű és vízgazdálkodású homok vázталajon ugyanis a gyep nem képes záródni, pionír jellegű marad. Ezen túlmenően a mechanikai zavarásokra (szél, erózió, taposás) érzékeny laza homokfelszínen az élő füvek mátrixa könnyen felnyílhat (Bölöni et al. 2011). A magasabbrendű hajtásos növények hiányában, a sivár homokfelszínen is könnyen megtelepedő zuzmók és mohák jelentős borítást értek el (átlagosan 19%).

A számolt diverzitás csekélynek mondható (Hs átlag $\pm$ SD=1,25 $\pm$ 0,31), értéke megfelelt a nyílt homokpusztagyepi élőhelytípusnak. Ugyanakkor nem elhanyagolható, hogy ez a viszonylagos fajszegénység a mintavételi metodikából is következett, mivel a mintavételezésnél a hat cél faj közvetlen környezetének felmérésére koncentráltunk és ebből adódóan a cél fajok nagy borítással szerepeltek a kvadrátokban a többi faj borításának rovására.

### **A cél fajok lokális környezeti (termőhelyi) jellemzőinek megítélése relatív ökológiai indikátor értékek csoporttömege alapján**

A 3–6. ábrákon bemutattuk, hogy lokális viszonylatban a teljesen nyitott, napfényes, szubmediterrán övnek megfelelő hőmérsékletű, vízhiányos és szélsőségesen tápanyagszegény környezeti adottságok jellemezték mind az *Alkanna tinctoria*, a *Dianthus serotinus*, az *Onosma arenaria* és a *Tragopogon floccosus* termőhelyét. Ezt a megállapítást a PCA ordináció eredménye is alátámasztotta. A valóságban ezekre a fajokra reprezentatív kvadrátok a borókás-nyáras központibb helyzetű, nyíltabb foltjain helyezkedtek el buckatetői vagy buckaoldali pozícióban. A fajok terepen tapasztalt térbeli orientációja összhangban van az erre vonatkozó tudományos ismeretekkel (Czóbel et al. 2012). Az, hogy a PCA ordináció eredménye szerint a *Dianthus serotinus* és a *Tragopogon floccosus* pontfelhői fedésben voltak, igazolja, hogy nagyobb mozaikjaikat igen hasonló termőhelyi adottságok között jelentek meg, habár kvadrátjaik a valóságban egymástól térben távol helyezkedtek el. Az *Alkanna tinctoria* pontjai egymáshoz voltak legközelebb a PCA adat-térben, vagyis kvadrátjaik nagyon hasonlóak voltak egymáshoz. Az, hogy az *Onosma arenaria* kvadrátjai nem képeztek egységes pontfelhőt, azt feltételezi, hogy a faj termőhelyi preferenciája széles spektrumot lefed. Ez egybecseng azzal a terepi tapasztalattal, miszerint nagyobb állományfoltjaikat egymáshoz viszonyítva meglehetősen eltérő környezeti adottságokkal rendelkező termőhelyeken találtuk meg a borókás nyílt foltjaiban: a fajra reprezentatív kvadrátok erősen árnyékos erdőszéleket és nyílt homoki gyepfoltokat egyaránt magukba foglaltak.

A *Gypsophila arenaria* kvadrátjai a PCA elemzések alapján egységes pontfelhőt alkotva határozottan távol kerültek a fenti négy faj pontfelhőitől. A valóságban a faj kvadrátjai egymástól térben távol, buckaalji, illetve buckaközi mélyedésekben kerültek felvételre. Itt az ökológiai mutatók is árnyékosabb, hűvösebb, jobb vízellátottságú és tápanyagban gazdagabb termőhelyet jelöltek. Ezeknek a környezeti adottságoknak az indikátora a *Salix rosmarinifolia* volt, amely jelentős borítást érhetett el a *Gypsophila arenaria* kvadrátjaiban.

### **Természetvédelmi vonatkozások**

A nyílt homokpusztagyepék fajkészletének kimagasló természetvédelmi értékét jelzi a védelmükre, restaurációjukra irányuló számos törekvés (Czóbel et al. 2012, Halassy et al. 2016), valamint felújulási képességüket tanulmányozó kutatás (pl. Halassy 2001; Matus et al. 2003, 2005; Török et al. 2009a, b). A nyílt homokpusztagyepéken belül is a Duna-Tisza köze meszes homokjához kötődő típusokban a legnagyobb a pannóniai bennszülött taxonok száma (Fekete et al. 2017). A nyílt homokpusztagyepékkel mozaikoló homoki borókás-nyáras ligetek nyílt gyepkomponensei számos védett homokpusztagyepi elemet őrizhetnek. Az általunk felvételezett soltvadkerti homoki nyáras-borókás élőhely egy botanikai szempontból kivételesen értékes, fajösszetétele alapján jó természetességet mutató, védett homokpusztagyepi fajokban gazdag élőhely, ahol a tájidegen fajok aránya sem számottevő. A fentiek értelmében indokoltnak tartjuk a soltvadkerti állomány további természetvédelmi célú monitorozását és javasoljuk természetvédelmi oltalom alá vonását a jelenlegi művelési ág (extenzív juhlegeltetés) fenntartása mellett.

## Irodalom

- European Commission, 1992: Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Union L 206, 22/07/1992: 7–50.
- Biró M. 2008: A Duna-Tisza köze fűszárú vegetációjának átalakulása a 18. század óta, különös tekintettel a száraz homokterületekre. In: Kröel-Dulay Gy., Kalapos T., Mojzes A. (szerk.) Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások. Köszöntjük a 70 éves Láng Editet. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 23–38.
- Biró M. 2011: Változástérképek használata tíz év alatt bekövetkezett élőhelypusztulási tendenciák kimutatására a Kiskunsági-homokhátság területén. Tájékológiai Lapok 9(2): 357–375.
- Biró M., Molnár Zs. 1998: A Duna-Tisza köze homokbuckásainak tájtípusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a 18. századtól. Történeti Földrajzi Füzetek 5: 1–34.
- Borhidi, A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. Acta Botanica Hungarica 39(1–2): 97–181.
- Borhidi A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 p.
- Böloni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNER 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 441 pp.
- Braun-Blanquet, J. 1964: Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. Springer Verlag, Wien, 865 pp.
- Czóbel Sz., Pap K., Huszti E., Szirmai O., Pándi I., Németh Z., Vikár D., Penksza K. 2012: Nyílt homokpusztagyep társulás magvetéses technikával történt kialakításának előzetes eredményei *ex situ* körülmények között. Természetvédelmi Közlemények 18: 127–138.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 p.
- Ellwanger, G., Runge, S., Wagner, M., Ackermann, W., Neukirchen, M., Frederking, W., Müller, C., Ssymank, A., Sukopp, U. 2018: Current status of habitat monitoring in the European Union according to Article 17 of the Habitats Directive, with an emphasis on habitat structure and functions and on Germany. Nature Conservation 29: 57–78.
- Fekete G., Király G., Molnár Zs. 2017: A Pannon vegetációrégió lehatárolása. Botanikai Közlemények 104(1): 85–108.
- Halassy, M. 2001: Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. Community Ecology 2(1): 101–108.
- Halassy, M., Singh, A. N., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Szitár, K., Török, K. 2016: The application of a filter-based assembly model to develop best practices for Pannonian sand grassland restoration. Journal of Applied Ecology 53: 765–773.
- Horváth F., Dobolyi Z. K., Morschhauser T., Lőkös L., Karas L., Szerdahelyi T. (szerk.) 1995: Flóra Adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 267 p.
- Király G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcs. Ábrák. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, 675 p.
- Podani J. 1997: Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. Scientia Kiadó, Budapest, 412 pp.
- Matus, G., Tóthmérész, B., Papp, M. 2003: Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. Applied Vegetation Science 6(2): 169–178.
- Matus, G., Tóthmérész, B., Papp, M. 2005: Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. Flora 200: 296–306.
- Rakonczay Z., Tölgyesi I., Vajda Z. 2001: Bugacpuszta. Bócsa-Bugac buckavilága és a homokpuszta. In: Rakonczay Z. (szerk.) A Kiskunságtól Bácsalmásig. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 161–169.
- Török, P., Matus, G., Papp, M., Tóthmérész, B. 2009a: Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. Folia Geobotanica 44: 31–46.
- Török P., Papp M., Tóthmérész B., Matus G. 2009b: Lúdlegelést követően regenerálódó nyírségi homoki gyepek magkészlete. Természetvédelmi Közlemények 15: 134–146.
- Treitz P. 1903: A Duna-Tisza közének agrogeológiai leírása. Földtani Közöny 33: 298–314.

**BOTANICAL EXAMINATIONS ON PROTECTED OPEN SAND STEPPE HERBS IN A POPLAR-JUNIPER SAND DUNE HABITAT (SOLTVADKERT, SOUTHERN GREAT PLAIN, HUNGARY)**J. SCHELLENBERGER<sup>1,2</sup>, M. LACZÓ<sup>1</sup>, A. BARCZI<sup>1</sup>, J. SKUTAI<sup>1</sup>, O. SZIRMAI<sup>3</sup>, Sz. CZÓBEL<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Department of Nature Conservation and Landscape Ecology  
2100–Gödöllő, Páter Károly u. 1.

<sup>2</sup> Hungarian Academy of Sciences, Centre for Agricultural Research, Institute for Soil Sciences and Agricultural Chemistry  
1022–Budapest, Herman Ottó u. 15.

<sup>3</sup>Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental, Sciences Botanical Garden  
2100–Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: szirmai.orsolya@mkk.szie.hu

**Keywords:** *Alkanna tinctoria*, *Dianthus serotinus*, *Gypsophila arenaria*, *Onosma arenaria*, *Stipa borysthena*, *Tragopogon floccosus*, sand dune

A botanical nature conservation study was done on open patches of poplar-juniper sand dune habitat (M5, 91N0\*, *Juinpero-Populetum albae*) near the settlement of Soltvadkert (Southern Great Plain, Hungary). During June and July 2014, surveys of local habitat characteristics and population estimation of six nature protected herbaceous plants were done, namely *Alkanna tinctoria*, *Dianthus serotinus*, *Gypsophila arenaria*, *Onosma arenaria*, *Stipa borysthena*, and *Tragopogon floccosus*. In order to estimate population sizes, target species stems were counted within ten 20×20 metre quadrates delineated randomly. Phytosociological monitoring was completed in five 2×2 metre quadrates per species in order to examine the habitat characteristics of each plant. These quadrates were representative of more expanded patches of target species. Results show that approximately 18,929 specimens of the six protected species live in open patches, meaning that 0.32 protected plants is found per square metre. *Stipa borysthena* represented the largest and most stable population among the six species. *Alkanna tinctoria*, *Dianthus serotinus*, *Gypsophila arenaria*, and *Tragopogon floccosus* also had stable populations, while *Onosma arenaria* had a smaller population. Analysis based on the Ellenberg Relative Ecological Indicator values (developed by Borhidi) showed that entirely open, sunny, sub-Mediterranean conditions characterise quadrates with water scarcity and extreme lack of nutrients. Only the quadrates of *Gypsophila arenaria* differ significantly from this general description and it has been justified by the multivariate statistical analyses (PCA) as well. This notable distinction can be explained by *Gypsophila arenaria* locally preferring lower areas between the dunes that provide relatively more water and nutrient resources. Habitat characteristics of *Alkanna tinctoria* are similar to those of *Dianthus serotinus* and *Tragopogon floccosus* as their larger patches are located primarily at the top and side of dunes. The habitat preferences of *Onosma arenaria* extend over a wide range.

## EGYES MÉHLEGLŐ NÖVÉNYEK VIZSGÁLATA MÉHÉSZETI ÉRTÉK ÉS TERMÉSZETVÉDELMI HELYZET, VALAMINT KONFLIKTUSOK ALAPJÁN

MEINHARDT Sarolta

Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet  
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: meinhardtsarolta@t-email.hu

**Kulcsszavak:** mézelő növények, özönnövény fajok, méhészet, természetvédelem, konfrontáció

**Összefoglalás:** Egy méhészet alapkövét a méz adja, előállításához pedig a mézelő méheken (*Apis mellifera* L.) kívül értékes mézelő növényekre van szükség. Hazánk legfontosabb méhlegelő növénye a fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.), amelynek méze, hozam és minőség alapján is a legkiemelkedőbb, emellett a (fel)vásárlók körében is igen nagy népszerűségnek örvend, ebből adódóan a magyar méhészet legfontosabb exportcikke is egyben. Ezenkívül többek között a közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.), az aranyvessző fajok (*Solidago* spp.), valamint a cserjés gyalogakác (*Amorpha fruticosa* L.) is értékes mézelő növénynek minősül. Fontos tudni, hogy mind az öt említett növényfaj kiváló mézelő tulajdonságai mellett, özönnövény faj is egyben, melynek következtében természetvédelmi szempontból, agresszív terjedésükkel olykor igen nagy problémákat tudnak okozni az őshonos ökoszisztémákban. Éppen ezért egyfajta kettőség alakult ki e növényfajok körül, a két szakterület érthető okokból teljesen más szemszögből szemléli őket. Cikkemben a méhészek és a hivatásos természetvédők körében végzett kérdőíves felmérés eredményeit mutatom be. A kutatásom fő szála volt a két szakterület álláspontjának feltérképezése a mézelő inváziós növényfajok tekintetében, valamint az ezzel kapcsolatos konfliktusos pontok és együttműködési lehetőségek feltárása. A felmérés alapján ugyan megállapítható, hogy a két szakterület közötti kapcsolat leginkább semleges, azonban fontos megemlíteni, hogy a méhészek és a hivatásos természetvédők méhlegelő inváziós növényfajokról alkotott véleménye erősen ellentétes. Míg a méhészek a kiváló mézelőt, bevételük forrását látják ezekben a fajokban, addig a természetvédők, olyan problémás növényfajokat, amelyek rendkívül nagy károkat tudnak okozni hazánk különleges, ám de igen sérülékeny ökoszisztémáiban. Mindezek függvényében, amennyiben előfordulnak konfliktusok, az a méhészek szemszögéből nézve a mézelő növények irtásából ered, a telephelyükön és azok környékén. Természetvédelmi oldalról nézve pedig ezek a problémák a mézelő inváziós növényfajok telepítésében, valamint pont ebből kifolyólag e növényfajok problémás mivoltának meg nem értésében gyökereznek. Mindkét szakterület szakemberei úgy vélik, hogy a konfliktushelyzetek valódi megoldása a hatékony kommunikációban, az egyeztetésekben, az információk megosztásában, valamint a két szakterület, illetve egyéb ágazatok érintettjeinek bevonásában rejlik. Szerencsére mindemellett együttműködéses esetekre is volt példa, amik pedig szintén a hatékony párbeszédhez, az egyeztetésekhez kötődtek. Emellett az együttműködés megjelent még a közös helykiválasztásban, valamint a Nemzeti Parki Termék Védjeggyel ellátott megtermelt méhészeti termékek esetében is. A két szakterület közötti erős ellentét enyhítésére pedig a későbbiekben a mézelő növények választékának bővítésére lenne szükség.

### Bevezetés

Sok olyan inváziós növényfaj van, melyek mézelő növények is egyben. Cikkemben a számos ilyen növényfaj közül, azt az ötöt választottam ki, amelyek nem csak kiváló mézelő tulajdonságukról híresek, hanem emellett olykor komoly természetvédelmi problémákat okozó özönnövény fajok is egyben.

A fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) ugyan Észak-Amerika keleti részéről származik, ennek ellenére napjainkra már hazánkban is meghonosodott növényfajjá nőtte ki magát. Európába való bekerülése legnagyobb valószínűséggel a párizsi botanikus kert igazgatójának, Robinnak köszönhető (innen kapta a nevét is) (Halmágyi és Szalay 2001). Különlegességnek számított, ebből kifolyólag lassan, de el kezdett terjedni a kontinens belseje felé, így jutott el 1710–20 között Magyarországra is (Fritsch 2012). Hazánkban a faj elterjedése rohamosan növekszik, 2012-es adatok alapján aránya a hazai erdőkben mintegy 24%-ra tehető, ami hozzávetőlegesen 462000 ha-nak felel meg (Bartha et al. 2014). Széleskörű felhasználhatóságának és előnyös tulajdonságainak köszönhetően (pl.: gyors növekedés, talajjavítási képesség, kiváló mézelő

tulajdonság, erózió szabályozás stb.), egyes országokban még mindig a gazdaság fontos részét képezi (Vitková et al. 2016). A legfontosabb mézelő növényünk, méze kiemelkedő minőségének köszönhetően a hazai méhészet legfontosabb exportterméke (NAK és OMME 2014). Ezzel együtt természetvédelmi szempontból az egyik legproblémásabb növényfajnak számít (Kézdy et al. 2018). Tömeges megjelenése hazánk egész területén megfigyelhető, ami javarészt antropogén hatásoknak köszönhető (pl.: véletlenül/szándékosan okozott tüzek révén az „alvó” akácmagbank felébresztése, erdészeti és mezőgazdasági tevékenységek során használt gépek hatásai (pl.: taposás)). A fehér akác erőteljesen átalakítja élőhelyét, emellett hozzájárul más özönnövény fajok elterjedéséhez is (Bartha et al. 2006). Ebből adódóan irtásuk több száz milliós ráfordítást igényel, amit a bevételi forrásokból az esetek többségében lehetetlen kompenzálni (Demeter et al. 2015).

A közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca*), népi nevén vaddohány Észak-Amerikából származik. Első hazai megjelenése az 1730-as évekre tehető. Terjedését szintén nagyban segítette a sokoldalú ipari felhasználhatósága (Bagi és Bakacsy 2012). Méze alacsony pollentartalommal bír, mivel a méhek nem gyűjtik virágporát, így az arra érzékenyek is bátran fogyasztják (Örösi 1968). Egyre nagyobb fertőzöttséggel bír országszerte, különösen a degradált területeken okoz súlyos problémát. Ilyen területek például a felhagyott szántók, leégett/leégetett erdők, melyek gyomosításával közvetlen kárt okoz. Ezenkívül nagy tömegben vonhatja el a napraforgó megporzásától a méheket, amivel pedig termés kiesést is okozhat (Bagi 2004).

A cserjés gyalogakác (*Amorpha fruticosa*) az előző két növényfajhoz hasonlóan szintén Észak-Amerikából származik (Örösi 1968). A faj dísznövényként került be Angliába az 1720-as években, ezt követően vadult ki és terjedt el Európa számos országában. Magyarországon az 1900-as évek elejétől található meg. Korábban fontos szerepet töltött be a mezővédő erdősávok tekintetében, fontos védelmi funkcióval bírva a mezőgazdaság számára (Szigetvári és Tóth 2012). Méze több népi néven is ismert: ámorakác méz, gyalogakác méz, ámorméz. A középkorban pedig a „mézek királyának” tekintették (Örösi 1968). Gyors és spontán terjedésének köszönhetően a hullámtereken okozza az egyik legnagyobb problémát, ahol tömeges megjelenése esetén gyakorlatilag lehetetlen eredményesen bármilyen gazdálkodói tevékenységet folytatni. Emellett a csatornák és a fokok eltömődéséhez is nagyban hozzájárul. Természetvédelmi szempontból az ártéri fátlan vegetációra jelent komoly veszélyt. Ezek a területek legeltetés, illetve kaszálás hiányában, akár már két év alatt áthatolhatatlan cserjéseké válhatnak (Szigetvári és Tóth 2008).

A magas és a kanadai aranyvessző (*Solidago gigantea* és *Solidago canadensis*) szintén észak-amerikai eredetűek. Mindkét faj a XVII. században dísznövényként került be az európai botanikus kertekbe. A *Solidago* fajok első magyarországi megjelenése a XX. század elejére tehető. Jó nyár végi mézelő, azonban nektártermelésük az időjárás és a termőhely függvényében erősen változó. Mindkét faj gyógynövény, azonban a nagymennyiségben termelődő virágporuknak köszönhetően, az arra érzékenyeknél allergén hatással bírhat (Botta-Dukát és Dancza 2004). Tömeges elterjedésük a termőhelyek helytelen kezelésének közvetett eredménye (legeltetés, kaszálás hiánya). Zárt állományok kialakulása esetén az eredeti növénytakaró pusztulásával kell számolnunk, mindemellett a gerinces faunára gyakorolt kedvezőtlen hatás sem elhanyagolható (Botta-Dukát és Dancza 2008).

A vizsgálatom célja volt a két szakterület, a méhészek és a hivatásos természetvédők álláspontjának feltérképezése a mézelő inváziós növényfajok tekintetében, ezen belül is a konfliktusok és az esetleges együttműködések bemutatása.



## Anyag és módszer

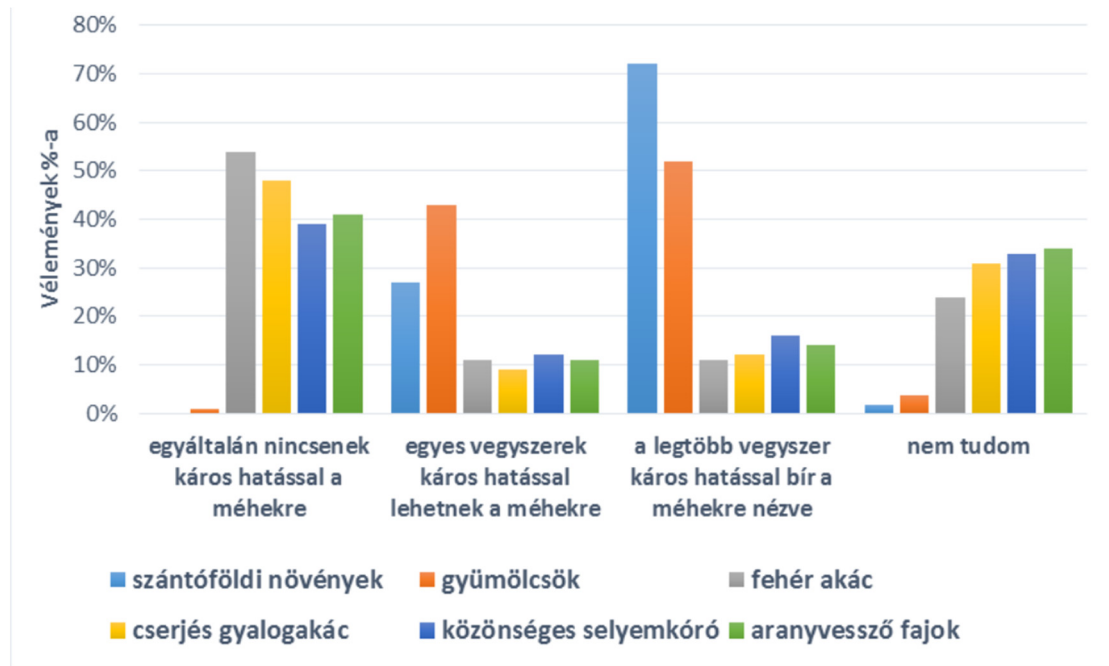
A kutatásom során kérdőíves felmérést végeztem, melyre 2018. augusztus-szeptember között került sor. Inváziós fajokkal kapcsolatos tapasztalatok, ismeretek, vélemények feltárására már más hazai kutatásokban is használták ezt a módszert (Demeter et al. 2017, Kézdy et al. 2018). Két online kérdőívet készítettem, az egyiket méhészek, a másikat pedig a hivatásos természetvédelmi őrszolgálat tagjai számára. Mindkét kérdőív négy blokkból épült fel. Kezdeként általános kérdéseket érintettem, ezt követte az inváziós fajokkal foglalkozó, majd a konfliktusokkal és azok megoldásaival kapcsolatos blokk, zárásként pedig a demográfiai kérdések kerültek középpontba. A kérdőívek többségében zárt kérdéseket tartalmaztak, emellett közös elemeik is voltak (Héra és Ligeti 2010). A kérdőíveimet az Agrárminisztérium özönfajokkal foglalkozó munkatársai véleményezték, akik a természetvédelmi kérdőív kiküldésében is nagy segítségemre voltak. A méhészeknek szóló kérdőívet az Országos Magyar Méhészeti Egyesületen (OMME), valamint méhészfórumokon keresztül juttattam el a szakemberekhez. A méhészeknek szóló kérdőívet 109-en, míg a hivatásos természetvédőknek szólót 70-en töltötték ki. Az adatok elemzéseként pedig egyszerű statisztikai vizsgálatokat végeztem (gyakoriságok, %-os megoszlás). Mindkét kérdőív esetében országos felmérést végeztem, azonban a beérkezett válaszok alapján a minta nem tekinthető reprezentatívnak (Héra és Ligeti 2010). A vizsgált növényfajok megnevezése a plantlist.org oldalon elfogadott nevezéktan alapján történt.

## Eredmények

### A méhész kérdőív eredményei

A kitöltő méhészek nem szerinti megoszlása a következőképpen alakult: 86,2% férfi, és 13,8% nő. A kor szerinti megoszlás igen vegyes képet mutatott. 30,3% 36–45 év közötti, 25,7% 46–55 év közötti, 21,1% 26–35 év közötti, 16,5% 55 év feletti, 6,4% pedig 19–25 év közötti volt. A kitöltők 55%-a vándorló, 45%-a pedig állandó méhész. 80,7%-ban a méhészkedés, mint kiegészítő elfoglaltság funkcionál a méhészek életében, és csupán 19,3% számára jelent főállású tevékenységet. A legtöbb kitöltés Pest megyéből érkezett (14), ezt követte Bács-Kiskun, Borsod-Abaúj-Zemplén, és Somogy megye 11 kitöltéssel. Hazánk 19 megyéjéből csupán Veszprém megyéből nem érkezett egyáltalán kitöltés. Ellenben érkezett egy kitöltés egy szlovákiai méhésztől is.

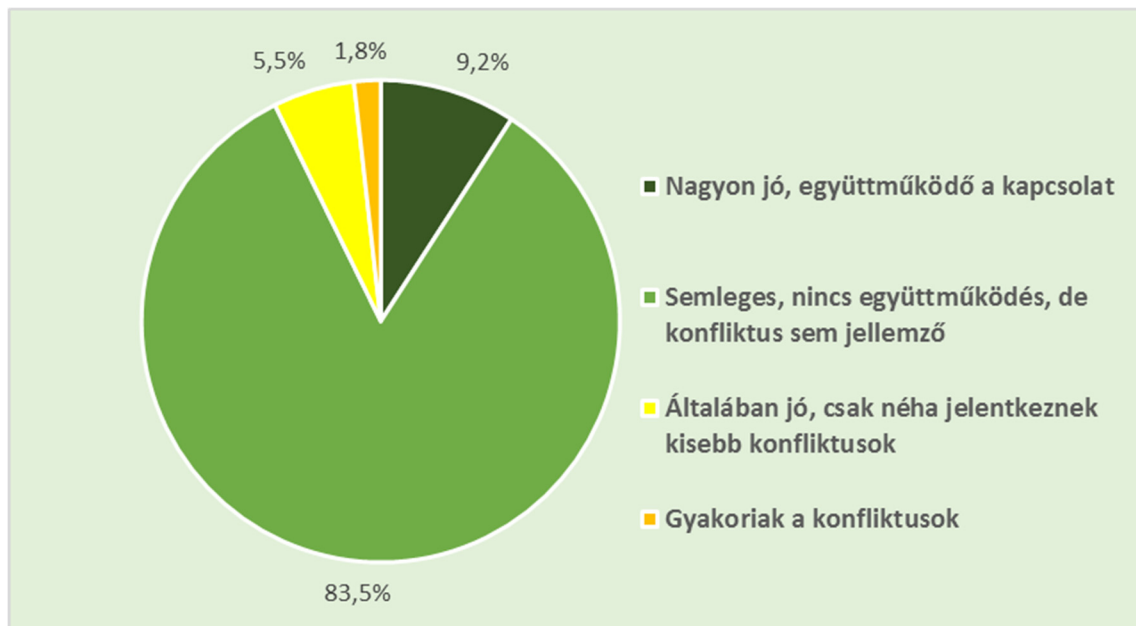
A kitöltő méhészek legnagyobb arányban akácmézet állítanak elő, 97,2%-uk termel ilyen mézfajtát. A beérkezett adatok alapján az éves átlag méztermés kb. 1 tonnára tehető. A mézhozam, a mézminőség és a keresettség szempontjából is a fehér akác bizonyult a legnépszerűbbnek. Legnagyobb arányban a védett, illetve a Natura 2000-es területeken kívüli területeken folytatnak méhészeti tevékenységet. 47%-uk nem, 40%-uk pedig csak abban az esetben támogatja az inváziós növényfajok irtását, amennyiben nem a legfontosabb mézelő növényekről van szó. 83% szerint a természetvédelmi kezelések valamilyen mértékben biztosan veszélyeztetik a méztermelést. A kitöltő méhészek 82%-a szerint hazánkban jelenleg elképzelhetetlen az idegenhonos inváziós növényfajok nélküli méhészkedés. Mindezt a fehér akáccal, mint a legfontosabb mézelő növényünkkel, valamint egyéb értékes mézelő fajokkal indokolták (közönséges selyemkóró, aranyvessző fajok). Az általam vizsgált növényfajok esetében a legtöbben úgy vélték, hogy a kezelések során alkalmazott vegyszerek egyáltalán nincsenek káros hatással a méhekre nézve, emellett sokan voltak azok is, akik mindezt nem tudták megítélni. Ezek alapján a méztermelésre leselkedő veszély nem a vegyszerekben rejlik, legalábbis, ami a vizsgált növényfajokat illeti (a szántóföldi növények és a gyümölcsök esetében, a legtöbben károsnak ítélték meg a használt vegyszereket a méhekre nézve) (1. ábra).



1. ábra A kezelés során alkalmazott vegyszerek hatása a méhekre egyes növények/növénycsoportok esetében a kitöltő méhészek véleménye alapján

Figure 1. Effects of chemical treatment on bees in some plants / groups of plants based on the opinion of beekeepers

83,5% semlegesnek ítélte meg a két szakterület közötti kapcsolatot, azaz nincs együttműködés, de a konfliktusok sem igazán jellemzőek (2. ábra).



2. ábra A méhészek és a hivatásos természetvédők kapcsolata a kitöltő méhészek véleménye szerint  
Figure 2. The relationship between beekeepers and professional nature conservationists, according to beekeeper respondents

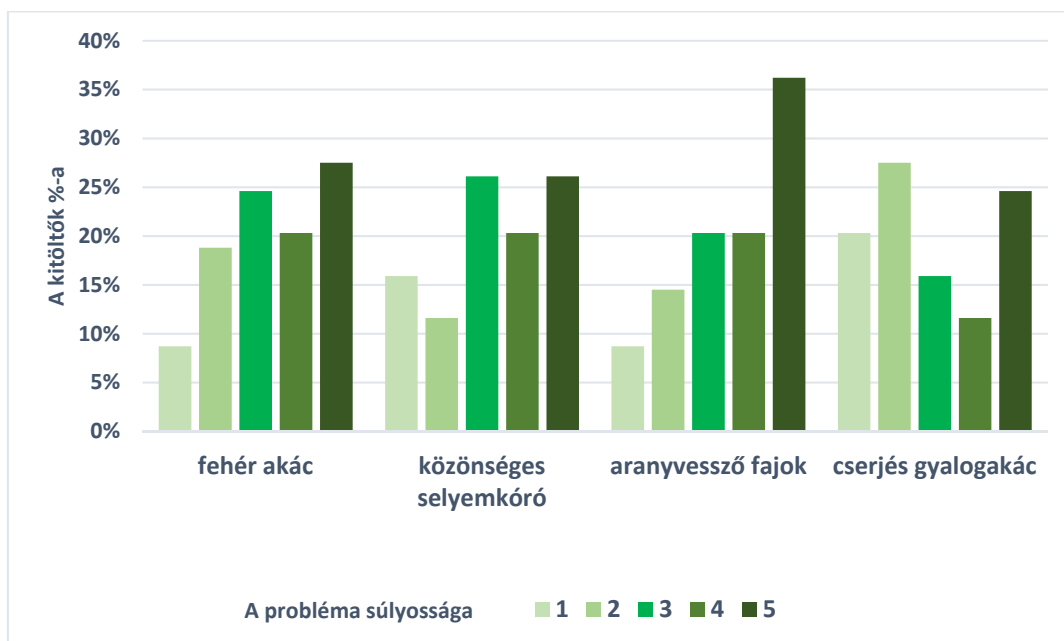
84%-ban egyik inváziós növényfajjal kapcsolatban sem alakultak ki konfliktusos helyzetek a természetvédőkkel. Amennyiben előfordultak konfliktusok, azok többségében a mézelő növények irtásával voltak összefüggésben. Együttműködésekre is volt példa. Ilyen a közös helykiválasztás, valamint a Nemzeti Parki Termék Védjeggyel ellátott méhészeti termékek, amik nem csak a nemzeti park igazgatóságok, hanem a méhészek számára is plusz bevételi

forrást jelentenek. Mindemellett népszerűsítési lehetőség is rejlik bennük. A kitöltő méhészek az ágazatok közötti párbeszédben, az információk hatékony megosztásában, az egyeztetésekben, valamint az érintettek bevonásában látják a konfliktusok hatékony megoldását.

### A természetvédelmi kérdőív eredményei

A kitöltő természetvédelmi szakemberek közel fele (47%) 36–45 év közötti, ezenkívül 24,2% 46–55 év közötti, 15,2% 26–35 év közötti, 13,6% pedig 55 év feletti korosztályba tartozik. A legtöbben a Hortobágyi (19), a Duna-Ipoly (14), illetve a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságától (12) töltötték ki a kérdőívet. A legkevesebb kitöltés a Balaton-felvidéki és a Fertő-Hansági Nemzeti Park Igazgatóságától érkezett. A Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóságától egyáltalán nem érkezett kitöltés. Ezenkívül akadtak néhányan, akik nem adták meg, hogy melyik nemzeti park igazgatóság területén folytatnak természetvédelmi tevékenységet.

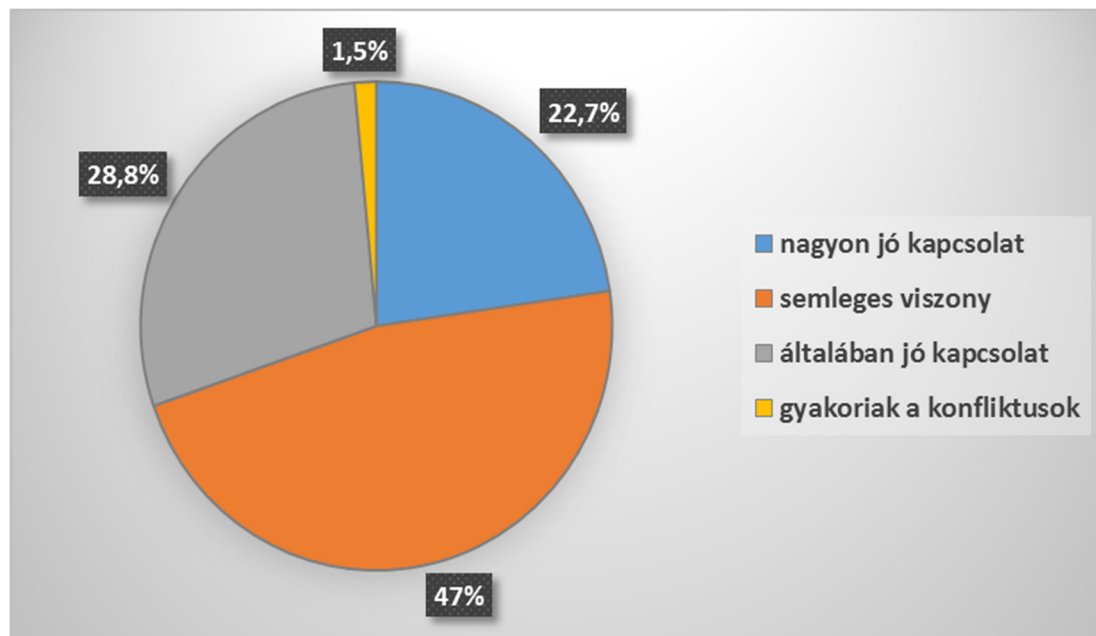
Az öt inváziós növényfaj legnagyobb arányban a védett és a Natura 2000-es területeken kívüli területeken fordult elő a természetvédelmi örök kezelési területén belül. Többségében arról számoltak be, hogy nem feltétlenül van szükség vegyszeres kezelési módszerekre a vizsgált növényfajok esetében. Amennyiben mégis, leginkább glifozát hatóanyagú szereket alkalmaznak. A fehér akác esetében az injekciós, míg a közönséges selyemkóró esetén a permetezési kijuttatási módszert részesítik előnyben. Sokan úgy vélték, hogy a kezelése során alkalmazott vegyszerek egyáltalán nincsenek káros hatással a méhekre, azonban szép számmal voltak azok is, akik mindezt nem tudták megítélni. A méhészekkel ellentétben a hivatásos természetvédők fele elképzelhetőnek tartja jelenleg hazánkban az idegenhonos inváziós növényfajok nélkül való méhészkedést. Ezt pedig egyszerűen hazánk gazdag és különleges élővilágával indokolták. A 3. ábrán jól látható, hogy a vizsgált növényfajok által okozott természetvédelmi probléma súlyosságának megítélése nagy szórást mutat, de az aranyvessző fajoknál tapasztalható egy kis "kiugrás". Emellett az is jól kirajzolódik, hogy az összes növényfaj esetében szép számmal voltak azok, akik minimum "3-as súlyosságúnak" ítélték meg ezt a problémát.



3. ábra: A kitöltő természetvédelmi örök szerint az örkerületükön belüli természetvédelmi probléma súlyossága (1-5-ig terjedő skálán) a vizsgált növényfajok tekintetében

Figure 3. The severity of the nature conservation problem within the patrol area (on a scale of 1-5) for the investigated plant species according to the conservationist (ranger) respondents

A 4. ábra szintén a méhészek és a hivatásos természetvédők közötti kapcsolatot szemlélteti, de a természetvédelmi szakemberek véleménye alapján. Jóval kisebb arányban ugyan, de a legtöbben itt is semlegesnek ítélték meg a két szakterület közötti kapcsolatot. Emellett fontos azt is megemlíteni mindkét diagram esetében, hogy nagyon elenyésző volt azok %-a, akik úgy vélték, hogy gyakoriak lennének ezek a konfliktusok.



4. ábra: A hivatásos természetvédők és a méhészek közötti kapcsolat jellemzése a kitöltő természetvédelmi szakemberek véleménye alapján

Figure 4. The characterization of the relationship between professional conservationists and beekeepers based on the opinion of conservationist respondents

Az esetek többségében a természetvédelmi szakemberek szerint nem alakultak ki egyik inváziós növényfajjal kapcsolatban sem konfliktusos helyzetek a méhészekkel. Amennyiben előfordultak konfliktusok, azok a mézelő inváziós növényfajok telepítéséből, a területfoglalásból, valamint e növényfajok problémás mivoltának meg nem értéséből adódtak. Ebben az esetben is volt példa együttműködésekre, gyakorlatilag ugyanazokról számoltak be, mint a méhészek. Emellett a méhészekhez hasonlóan a természetvédők is a hatékony kommunikációban, az információk megosztásában, valamint a két szakterület, emellett más ágazatok érintettjeinek bevonásában látják a konfliktusok hatékony megoldását.

### Eredmények megvitatása

A két szakterület közötti konfliktusok "napi rendszerességgel" nem érzékelhetőek, azonban nem szabad figyelmen kívül hagyni, a korábban említett eseteket. A fennálló konfliktusok többségében a növényfajok eltérő megítéléséből, a kommunikáció hiányából, illetve, annak nem megfelelő módjából, valamint egymás álláspontjai ismeretének hiányából, emellett akár annak téves elképzeléséből is adódhatnak. Együttműködésekre is van példa. A méhészek és a hivatásos természetvédők többségében úgy vélték, hogy a kezeléseik során alkalmazott vegyszerek egyáltalán nem veszélyeztetik a méztermelést, legalábbis, ami az általam vizsgált növényfajokat illeti. Azonban fontos azt is megemlíteni, hogy sokan voltak, akik mindezt nem tudták megítélni. A méhészek nagy többsége ennek ellenére úgy vélte, hogy az inváziós növényfajok irtása valamilyen mértékben biztosan veszélyezteti a méztermelést. Az előbbieknél függvényében, ez a veszély nem a vegyszerekben keresendő, legalábbis az öt vizsgált növényfaj esetében. A szántóföldi növények, valamint a gyümölcsök esetén ellenben már igen komoly

veszélyt látnak a kezelések során használt vegyszerekben. Míg a méhészek túlnyomórésze (81,7%) úgy vélte, hogy hazánkban jelenleg elképzelhetetlen az idegenhonos inváziós növényfajok jelenléte nélkül való méhészkedés, addig a természetvédelmi szakemberek fele, úgy vélte, mindez teljes mértékben kivitelezhető lenne.

### Javaslatok

A következtetések alapján a jövőben szükség lenne a szakterületek közötti hatékonyabb kommunikációra, ismeretterjesztésre, valamint további együttműködésekre, amik által lehetőség nyílna egy hosszú távon is jól működő, kölcsönös bizalmon alapuló kapcsolatrendszer kialakítására. Ezek fontosságára már korábbi kutatások is felhívták a figyelmet (Arany et al. 2017, Mihók et al. 2016). Mindemellett Magyarország gazdag és különleges élővilágának köszönhetően szerencsére a mézelő inváziós fajok mellett számos olyan növény fellelhető a hazai ökoszisztémákban, amelyek kiváló mézelő tulajdonságaiknak köszönhetően akár potenciális, értékes mézelő fajokká is válhatnak a jövőben. Többek között egyes őshonos fáink (pl.: kislevelű hárs, nagylevelű hárs), gyógynövényeink (pl.: levendula, fodor- és borsmenta), és fűszernövényeink (pl.: citromfű, bazsalikom) között is szép számmal találhatunk ilyen fajokat. Ebből adódóan a fenntartható út a mézelő növényfajok választékának bővítésében rejlik. Hasonló javaslatot már Arany et al. (2017) is megfogalmazott. Természetesen kezdetben csak kísérleti jelleggel, mintaterületeken lehetne tesztelni, ezáltal kitapasztalni, hogy melyek lennének azok a növényfajok, amelyek valóban képesek e funkciók ellátására, illetve, melyek lehetnének azok, amelyekkel, idővel valóban ki lehetne váltani egyes mézelő inváziós fajokat.

### Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni Szalai Tamásnak és Kovács Eszternek a kutatásomhoz nyújtott segítségüket. Köszönettel tartozom, az Agrárminisztérium jelenlegi és volt munkatársainak, Herczeg Zoltánnak, Váci Olivérnek, Bata Kingának, Schmidt Andrásnak a kérdőívek véleményezéséért, segítségükért. Ezenkívül szeretnék köszönetet mondani még a kedves méhész, illetve természetvédelmi kollégáknak, akik kitöltötték a kérdőívemet.

### Irodalom

- Arany I., Czúcz B., Csonka I., Kovács-Hostyánszki A., Molnár Zs. 2017: Tájévaltozás, tájhasználat és az ideális méhlegelő déldunántúli méhészek szemével. Természetvédelmi Közlemények 23: 127–143.
- Bagi I. 2004: Selyemkóró. In: Mihály B., Botta-Dukát Z. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9., TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 319–336., 426 p.
- Bagi I., Bakacsy L. 2012: Közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca*). In: Csiszár Á. (szerk.): Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 183–188., 366 p.
- Bartha D., Csiszár Á., Zsigmond V. 2006: Fehér akác. In: Botta-Dukát Z.–Mihály B. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. – A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 10., Line & More Kft., Budapest, pp. 37–67., 414 p.
- Bartha D., Szmorad F., Timár G. 2014: A fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) hazai helyzetének elemzése. kiadatlan kézirat, 23 p.  
[[https://www.okologia.mta.hu/sites/default/files/BARTHA\\_es\\_mtsai\\_Akac\\_attekintes\\_2014\\_vegleges.pdf](https://www.okologia.mta.hu/sites/default/files/BARTHA_es_mtsai_Akac_attekintes_2014_vegleges.pdf)]  
[Megttekintve: 2018.06.06.]
- Botta-Dukát Z., Dancza I. 2004: Magas aranyvessző és kanadai aranyvessző. In: Mihály B., Botta-Dukát Z. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9., TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 293–318., 426 p.
- Botta-Dukát, Z., Dancza, I. 2008: Giant and Canadian goldenrod (*Solidago gigantea* and *Solidago canadensis*). In: Botta-Dukát, Z., Balogh, L. (eds): The most important invasive plants in Hungary. Institute of Ecology and Botany Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, pp. 167–179., 259 p.
- Demeter A., Czóbel Sz., Limp T., Csépanyi P, Kovács E. 2017. Pest-közeli önkormányzatok viszonya egy inváziós fajhoz, a mirigyes bálványfához. Természetvédelmi Közlemények 23: 168–181.

- 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(2): 193–201.
- Fritsch O. 2012: Erdei méhlegelő. Agroiinform Kiadó és Nyomda Kft., Budapest, 430 p.
- Halmágyi L., Szalay L. 2001: Méhlegelő képekben. Agroiinform Kiadó és Nyomda Kft., Budapest, 210 p.
- Kézdy P., Csiszár Á., Korda M., Bartha D. 2018: Inváziós fajok előfordulása és kezelése Magyarország védett és Natura 2000 területein, európai összehasonlítással. *Természetvédelmi Közlemények* 24: 85–103.
- Mihók B., Kiss G., Kovács E., Margóczy K., Fabók V., Kalóczkai Á. 2016: Ki mondja meg, mi a fontos – Részvétel és természetvédelem. *Természetvédelmi Közlemények* 22: 131–154.
- NAK (Nemzeti Agrárgazdasági Kamara), OMME (Országos Magyar Méhészeti Egyesület) 2014: Javaslat a „magyar akácméz” Hungarikumok Gyűjteményébe történő felvételéhez. [[https://eelmiszterlanc.kormany.hu/download/c/0a/a0000/Magyar%20ak%C3%A1cm%C3%A9z\\_javaslat.pdf](https://eelmiszterlanc.kormany.hu/download/c/0a/a0000/Magyar%20ak%C3%A1cm%C3%A9z_javaslat.pdf)] [Megtekintve: 2018.09.28.]
- Örösi P. Z. 1968: Méhek között. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 350 p.
- Szigetvári, Cs., Tóth, T. 2008: False indigo (*Amorpha fruticosa*). In: Botta-Dukát, Z., Balogh, L. (eds.): The most important invasive plants in Hungary. Institute of Ecology and Botany Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, pp. 55–63., 259 p.
- Szigetvári Cs., Tóth T. 2012: Cserjés gyalogakác (*Amorpha fruticosa*). In: Csiszár, Á. (szerk.): Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 121–126., 366 p.
- Vitková, M., Müllerová, J., Sadlo, J., Pergl, J., Pysek, P. 2016: Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 384: 287–302.

## INVESTIGATING SOME BEEKEEPING PLANTS BASED ON BEEKEEPING VALUE, CONSERVATION STATUS, AND CONFLICTS

S. MEINHARDT

Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Department of Nature  
Conservation and Landscape Ecology  
2100–Gödöllő, Péter Károly u. 1., e-mail: meinhardtsarolta@t-email.hu

**Keywords:** honey plants, invasive plant species, nature conservation, apiary, confrontation

The honey is the foundation stone of the apiary and the production of honey bees (*Apis mellifera* L.) requires valuable honey plants. Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) is the most important honeybee plant in Hungary, which is the most outstanding in terms of honey, yield and quality. In addition, the common milkweed (*Asclepias syriaca* L.), the goldenrod species (*Solidago* spp.), and the false indigo (*Amorpha fruticosa* L.) are also valuable honey plants. It is important to know that, besides the excellent honey properties of all five species mentioned above, they are also non-native invasive plant species, which can cause very big problems in native ecosystems with their aggressive propagation. For this reason, there is a kind of dichotomy around these plant species, the two sectors (apiary and nature conservation) have different views about these plants for obvious reasons. A questionnaire survey was conducted among beekeepers and professional nature conservationists. The main goal of my research was to reveal of the positions of the two sectors in relation to invasive plant species – contributing to honey production and the exploration of conflicting points and opportunities for cooperation. On the basis of the survey it can be concluded that in most cases neutral relationship is typical. If there are conflicts, from the point of view of the beekeepers, it comes from the destruction of the honey plants (on and around their sites), and from the nature conservation point of view, the planting of the invasive honey species and the incomprehension of the problematic nature of these plant species. Representatives of both sectors believe that effective communication, consultation, sharing of information, and involvement of stakeholders in the two examined and other sectors can assist to resolve the conflicts. Fortunately, there were also examples of collaborative cases that were also linked to effective dialogue and reconciliation. In addition, they were closely associated with selecting the location together and -providing beekeeping products with national park trademark. Another solution to mitigate the conflict would be to expand the range of honey plants later.

## TISZÁNTÚLI KUNHALMOK TALAJÁNAK VÁLTOZÁSAI MŰVELÉS FELHAGYÁSÁT KÖVETŐEN

BOTOS Ágnes<sup>1</sup>, TÓTH Csaba Albert<sup>2</sup>, NOVÁK Tibor József<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Debreceni Egyetem, TTK, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék  
4002 Debrecen, Egyetem tér 1. Pf. 400, e-mail: [botosagnes@science.unideb.hu](mailto:botosagnes@science.unideb.hu)

<sup>2</sup> Debreceni Egyetem, TTK, Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék

**Kulcsszavak:** kunhalmok, felhagyás, talajregeneráció, felszíni talajvizsgálat, védelem

**Összefoglalás:** A vizsgálatban szereplő halmok felszíni talajrétegét a felhagyás időpontjában tápanyag feldúsulás (N, P) jellemezte, amely az invazív- és gyomfajok elterjedésének kedvezett. A felhagyást követően spontán szukcesszióval elkezdődött a növényzet regenerálódása. Az eredmények és a vizsgálatok alapján megállapítható, hogy a művelés megszüntetésével megfigyelhetők változások a halmok talajának tápanyag-összetételében, a teljes regenerálódás azonban még egy nagyon hosszú folyamat eredményeként mehet csak végbe. A folyamatos talajminta-vételezéssel viszont jól nyomon követhetőek a felszíni rétegben zajló tápanyagforgalmi és talaj-regenerálódási folyamatok.

### Bevezetés

A kunhalmok kiemelt jelentőségűek, az Alföld tájképi színező elemei, a környezet síkjából kúpszerűen kiemelkedő, elszigetelten álló kerekded formájú dombok. Átmérőjük 30-80 m, magasságuk különböző, de egy sem haladja meg a 11 métert (Ecsedy 1979). Jelentős részük réz- és kora bronzkori temetkezéseket, szarmata, germán és honfoglalás kori temetőket foglal magában (Tóth és Tóth 2003). A legtöbb becslés szerint a kunhalmok megjelenése Kr. e. 2000 körülire tehető, eredetük pedig a kelet-európai síkságról nyugat felé tartó állattartó lovas népekhez köthető (Molnár 2004). Kiemelkedő értékük, hogy menedékhelyként szolgálnak természetes élőhelyeknek és reliktum fajoknak, természetközeli állapotban fajgazdag lőszártársulással rendelkeznek (Bede 2014). Az egyre intenzívebb szántóföldi növénytermesztés hatására azonban a kiváló minőségű mezőszégi (csernozjom) talajú területeket feltörték, ezzel a halmok botanikai, tájképi, talajtani értéke jelentősen csökkent (Gojda és Hejzman 2012).

A kunhalmok törvényi védettségének szükségessége már egy évtizeddel ezelőtt is fontos kérdés volt. Az 1963. évi IX. számú törvény biztosított számukra valamilyen szintű védettséget, de önmagában kevésnek bizonyult. A '90-es évek elején emellett néhány halom helyi védettséget is kapott (Tóth 2004). A széleskörű teljes védelmet azonban az 1996. évi LIII. törvény jelentette, amely nevesítette és *ex lege* védett jellegűvé tette a kunhalmokat. Ezzel egy időben megindult a kunhalmok kataszterének, nyilvántartásának elkészítése is (Rásó 2012). A kataszterezés során felvételezésre kerültek a sírhalmok, őrhalmok, határhalmok és lakódombok is (Tóth 1999).

A Nemzeti Park Igazgatóságok területén elhelyezkedő kunhalmok kataszterezéséből látható az (1. táblázat), hogy a szántott kunhalmok aránya a még ép, ősgyepvel rendelkező halmokkal szemben sokkal magasabb. A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság területén a kunhalmok 61%-a roncsolt, szántott, 23%-uk pedig elhordott és mindössze csak 16% tekinthető épnek. A Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság esetében az ép halmok száma még kevesebb, csupán 7%, míg a szántott halmok 51%-ban vannak jelen, az elhordott halmok aránya pedig 42%. A Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság területén elhelyezkedő kunhalmok több mint felének, 54%-ának szintén a szántóföldi művelés áldozatává vált, az értékes vegetációval rendelkező halmok száma itt is elenyésző, 15%, a maradék 31%-uk pedig elhordásra került (szóbeli közlés).

1. táblázat Kunhalmok helyzete a nemzeti park igazgatóságok területén (szóbeli közlések alapján)

Table 1. Status of mounds on the National Park Directorates

	KNP	KMNP	HNPI
Szántott, roncsolt	61%	51%	54%
Elhordott	23%	42%	31%
Ép	16%	7%	15%

A 32/2010 FVM rendelet 2. § o) pontban meghatározott kunhalmokon az 1. melléklet, 9. pont szerint a gyeptelepítés előkészítést kivéve mindennemű talajmunka végzését megtiltja. A művelésből kivont halmok fenntartására vonatkozóan azonban nincsenek egységes irányelvek (Botos et al. 2015). A spontán felverődő vagy telepített gyepekben további legeltetés, vagy kaszálás hiányában eluralkodhatnak a gyom- vagy özönfajok (Richard et al. 2002). A kivonás hatására „haszontalanná” váló szántóföldi zárvány gyepterületeket a tulajdonosok gyakran veszik igénybe a védelmi célokkal össze nem egyeztethető módon, pl. korábban másutt vezető földutat terelnek rá, illetve szerves- vagy műtrágya, szalma, vagy egyéb anyagok deponálására használják (Philip et al. 2004). A Magyar Államkincstár, mint az Európai Unió mezőgazdasági támogatások kifizető ügynöksége a jogszabályban előírt HMKÁ követelményeket és kötelezettségeket jogosult ellenőrizni, meg nem felelés esetén a szükséges lépéseket megtenni.

A Helyes Mezőgazdasági és Környezeti Állapot rendszerét a 2003-as KAP reform vezette be, amelyhez kapcsolódik a 1782/2003/EK rendelet is. A kölcsönös megfeleltetés részeként a HMKÁ tartalmazza azokat a mezőgazdasági termelésre vonatkozó előírásokat, amelyek hozzájárultak a fenntartható agrárkörnyezet kialakításához (Brady et al. 2009). Ezeket az előírásokat hazánkban az 50/2008 (IV. 24.) FVM rendelettel tartjuk be. Az előírások köre folyamatosan bővül, a talajerózió-, gyomosság-, talajtaposás elleni védelem, a vetésváltás szabályai mellett a környezeti és tájvédelmi faktorok is szerepelnek benne, mindezek mellett pedig 2010-től a tájra jellemző tájképi elemek védelmét is tartalmazza. A rendelet értelmében a kunhalmok megőrzésének követelménye és a hozzá kapcsolódó előírások is bekerültek a HMKÁ feltételrendszerébe (Árgay et al. 2013). A gazdálkodóknak ezekre hivatkozva gondoskodniuk kell a termelő területükön található védett tájlelemről, ellenkező esetben ugyanis különböző nagyságú összegek kerülhetnek levonásra az aktuális évi támogatásukból. A rendelet megalkotásának célja továbbá a természetes tájlelemek fenntartása a művelt kultúrtájban, és az egyedi tájértékek megőrzése (Rákóczi és Barczy 2014).

A felhagyott, művelésből kivont területeken azonban rendkívül fontosak a természetvédelmi célú kezelések is, amelynek célja a még épen maradt élőhelyek megőrzése. A megvalósíthatóság érdekében rehabilitációs és rekonstrukciós tevékenységeket végeznek. A mezőgazdasági művelés alól kivett területeken az utóbbi években egyre inkább alkalmaznak alternatív megoldásokat is a hasznosításra vonatkozóan. Ilyen megoldást jelenthet a féltermészetes gyepvegetáció létrehozása vagy az extenzív állattartás is (Deák et al. 2008). A kezelési módszerek megválasztásánál azonban figyelembe kell venni a tájhasználat változás hatására bekövetkező talajtani változásokat is.

A mezőgazdasági művelés alól kivont területeken a talaj szervesanyag- és tápanyagtartalma, valamint szerkezete jelentős változásokon megy keresztül: a C és N tartalékok a felhagyást követő első néhány évtizedben növekedhetnek. A növekedés mértéke azonban függ a hely specifikus feltételeitől is: társulás, éghajlat, talajtani adottságok. Az intenzív földművelés hatására létrejövő magas tápanyagtartalmú talaj korlátozza a növényzet sokszínűségét és megmaradását. A gyepterületeken a fajok hosszú együttélését többek között az alacsony P-tartalom biztosítja, amely a művelést követően nem jellemző a talajokra (Stefanovits et al. 1999).

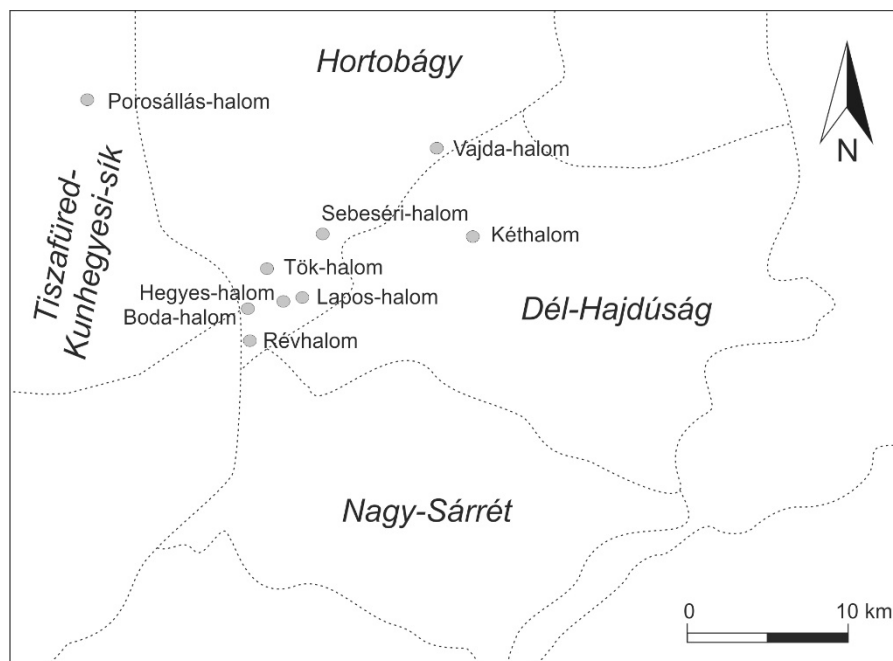


Tanulmányunk célja az volt, hogy három év (2014–2016) vizsgálatai alapján 9 kiválasztott tiszántúli kunhalom felszínén a közelmúltban lezajlott területhasználat-váltás eredményeként megismerjük a halmok talajában bekövetkező talajfizikai és talajkémiai változásokat.

### Anyag és módszer

Vizsgálataink helyszínéül a Hortobágy déli részén, valamint a vele szomszédos hajdúsági területeken álló 9 kunhalmot választottunk ki, amelyek művelésének felhagyása 2011–2012-ben történt: Révhalom, Lapos-halom, Boda-halom, Hegyes-halom, Tök-halom, Vajda-halom a Hortobágyról, a Kéthalom a Dél-Hajdúságról, a Porosállás-halom pedig a Tiszafüred-Kunhegyesi-síkról került kiválasztásra. A szikes pusztai, illetve részben szántóföldi környezetben elhelyezkedő halmok közelében nagy laposok (Salamon-, Kárnyás- stb.) és erek (Kerülő-, Tárkány- stb.) területén fordulnak elő kiterjedtebb természet közeli gyepek. A halmok többsége azonban az állandó vízállású elhagyott medrek, vagy időnként kiszáradó laposok partján, egykori folyóhátak kiemelkedésein áll (Barcsay 2008). Talajukat jellemzően a környező területek feltalajából hordhatták össze, amire a rendkívül mély humuszos réteg utal (M. Nepper et al. 1981).

A halmok előtörténete különböző, a felhagyást megelőző időszak is eltérő. Néhány halmon (Révhalom, Boda-halom) lucernát termesztettek, amely többnyire gyomos, elöregedő állapotban volt. Más halmokon régóta folyamatos szántóföldi művelés folyt, egyéves kultúrák alkalmazásával (Hegyes-halom, Tök-halom). Egyes halmokon pedig (Porosállás-halom, Vajda-halom) korábban akácot telepítettek, amely az ismétlődő vágások ellenére rendszeresen felújult. A vizsgálatban szerepelnek referenciaként olyan halmok is, amelyekeken viszonylag háborítatlan gyeptakaró található (Két-halom, Lapos-halom). A tanulmányban szereplő kunhalmok földrajzi elhelyezkedése az 1. ábrán látható.



1. ábra A vizsgálatban szereplő kunhalmok földrajzi elhelyezkedése

Figure 1. Location of the studied mounds

A talajtani vizsgálatokhoz szükséges talajmintákat mindhárom vizsgálati évben (2014, 2015 és 2016) mind a halom felszínéről („halomtető”), mind a halmok közvetlen szántóföldi környezetéből gyűjtöttük. Mindezek mellett megmintáztuk egyes halmok esetében a környezetükben található, természetes állapotú löszgyepek talaját is. A mintavétel során

véletlenszerűen elhelyezett pontokból 10-10 átlagmintát gyűjtöttünk be a feltalaj 5 cm-es rétegéből 100 cm<sup>3</sup>-es acélhenger segítségével. A begyűjtött talajmintákat a Debreceni Egyetem Földrajzi laboratóriumában dolgoztuk fel, előzetesen 3 napon át 105°C-on, átlagminták esetében 40°C-on, súlyállandóságig szárítottuk. A pH<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> és pH<sub>(KCl)</sub> értéket 1:2,5 arányú szuszpenzióban mértük. A CaCO<sub>3</sub>-tartalmat Scheibler-féle kalciméterrel, a szervesanyag-tartalmat pedig a hagyományos nedves oxidációs eljárást követő titrimetriás módszerrel határoztuk meg (Félegyházi et al. 2002). Meghatároztuk a tápanyag ellátottsági értékeket is, a növényzet számára hozzáférhető foszfor mennyiségét az ammónium-laktáttal kioldható foszfortartalommal (MSZ 20135 1999), a talaj nitrát-tartalmát pedig az arra vonatkozó magyar szabvány szerint (MSZ 20135 1999) meghatározott nitrát-tartalommal jellemeztük. A mintaterületek talajai a fizikai talajféleségét a szemcseösszetétel iszapolással végzett elemzése alapján határoztuk meg (Félegyházi et al. 2002).

A talajmintavételt a felhagyást (2012) követő második évtől minden évben megismételtük (2014, 2015, 2016). A vizsgálat során alkalmazott statisztikai eljárásokat (leíró statisztikai paraméterek) minden esetben az R 3.3.0. statisztikai programban végeztük.

### Eredmények és megvitatásuk

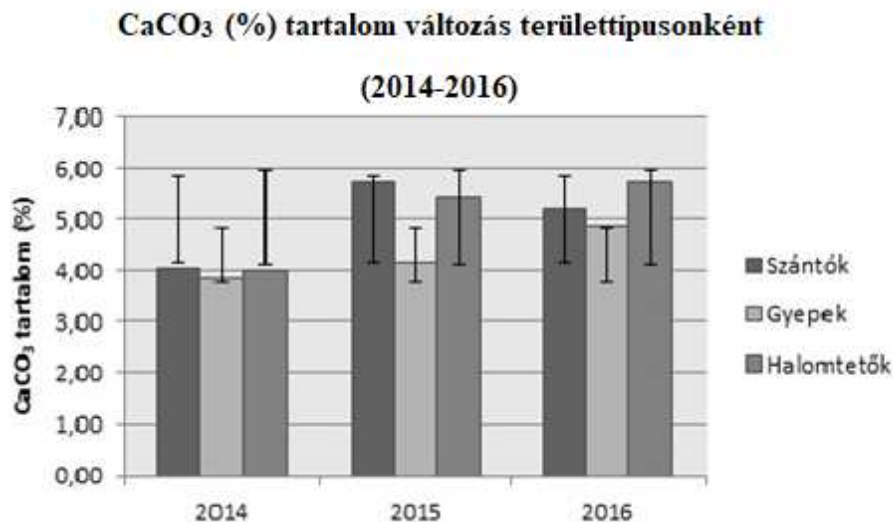
A vizsgálatban szereplő halmok talajának fizikai félesége javarészt az iszapos vályog textúra osztályba sorolható, csak a Porosállás-halom talaj bizonyult könnyebb mechanikai összetételűnek (vályog). A Rév-halom textúrája viszont iszapos-agyagos-vályog textúrájának bizonyult.

A talajtani alapvizsgálatokat tekintve, a karbonát-tartalom és a pH-értékek eredményeinél nem volt megfigyelhető szignifikáns különbség a halomtötők felhagyott illetve a környezetükben lévő szántóföldi területek talaja között (2. táblázat). A vizsgált talajok kémhatása a bolygatatlan löszgyepek estében volt a legalacsonyabb: gyengén savanyú – semleges (6,55±1,64). Ez az optimális állapot a növények számára, ezen körülmények között tudnak a legtöbb tápelemet felvenni és hasznosítani a talajból. A halomtötők esetében a három vizsgálati évben a pH-értékek folyamatos emelkedése figyelhető meg, jelen állapotban a semleges kémhatás jellemző leginkább a felhagyott halmok talajában. A szántóföldi területek talaja a gyengén savanyú csoportba sorolható (6,09±1,09). A talajok kémhatását jelentősen befolyásolja a talajok szénsava mésztartalma. A vizsgálatban szereplő talajok mésztartalmát elemezve elmondható (2. ábra), hogy az antropogén hatás alatt korábban nem álló gyepterületek esetében alacsony értékek jellemzőek (4,3±1,5).

2. táblázat A talajok pH értékei a vizsgálati időszakokban (2014–2016)  
Table 2. pH values of the soils within the studied period (2014–2016)

	Területtípus	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (KCl)
2014	Szántók	6,19	5,7
	Gyeppek	5,81	5,48
	Halomtötők	6,37	5,95
2015	Szántók	6,08	5,93
	Gyeppek	6,9	6,83
	Halomtötők	6,75	6,47
2016	Szántók	6,01	5,84
	Gyeppek	6,94	6,73
	Halomtötők	6,95	6,56

Ezek a területek a gyengén meszes csoportba tartoznak, a vizsgált években az értékek ingadozása csekély ( $1,11 \pm 0,5$ ). A korábban művelés alatt álló halomtetők értékei az első vizsgálati évben még közel azonosak a szántóföldi területek értékeivel ( $\pm 4\%$ ), a felhagyást követően azonban növekedés figyelhető meg. Jelenlegi állapotában a közepesen meszes osztályba sorolható, amely kedvező a talaj természetes szerkezetének kialakulásához is.

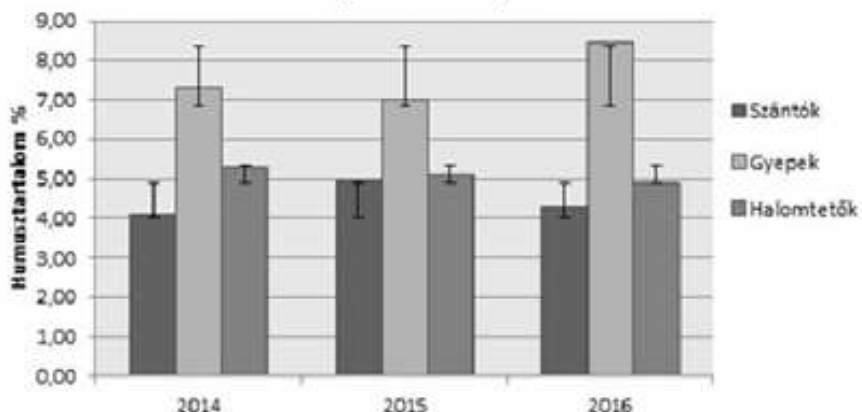


2. ábra A vizsgált területek talajának átlagos CaCO<sub>3</sub>-tartalma (%) 2014 és 2016 között  
Figure 2. Average CaCO<sub>3</sub> content (%) in the studied soils between 2014 and 2016

A humusztartalom eredményeiről elmondható (3. ábra), hogy mindhárom vizsgálati évben legmagasabb arányban a természetes állapotú löszgyepben volt (7–8,5%). A felhagyott és jelenleg is szántott területek értékeit összehasonlítva látható, hogy a napjainkban is szántóföldi művelés alatt álló területeken alacsonyabb az átlagos humusztartalom, hiszen a talajok folyamatos szántásával a legfelső, humuszban gazdag réteg összekeveredik a mélyebb, humuszban szegény rétegekkel. Ugyanakkor a szellőzöttség növekedése következtében is csökken a humusztartalom, mert a talaj jobb levegőzöttsége a humuszvegyületek fokozott lebontáshoz vezet (Káta 2011). A felhagyott területeken fokozatosan növekszik a humusztartalom, valószínűleg annak hatására, hogy a növekvő földalatti, és földfeletti biomassza tömege helyben felhalmozódik, miközben a lebomlás a még csekély mikrobiológiai aktivitás miatt lassú.

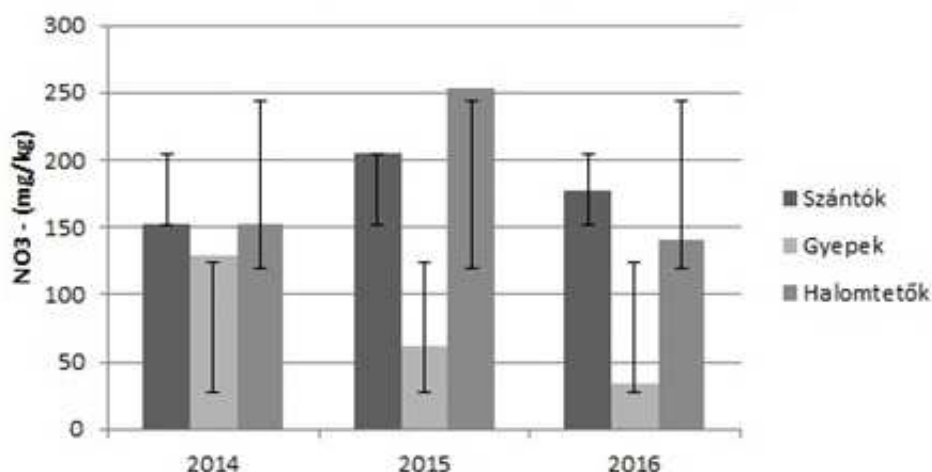
A 4. és 5. ábrán jól látható, hogy a vizsgált években (2014–2016) milyen tápanyag ellátottsági értékeket kaptunk az egyes terület típusok elkülönítése során. A gyepre általánosan alacsony tápanyagtartalom értékek jellemzőek. A művelésből kivont halomtetők és a szántóföldi területekre nagy variabilitás jellemző. Az átlagértékek tekintetében a vizsgálat kezdetén közel hasonló eredmények születtek. A nitrát-tartalom esetében megfigyelhető, hogy a szántóföldi mintákban jellemző magasabb átlagos nitrát értéke csak néhány %-kal tér el a felhagyott területek értékeitől ( $15\text{--}25 \text{ mg/kg} \pm 1,8$ ). A halomtetők esetében a második vizsgálati évben (2015) kiugró eredmények születtek ( $250 \text{ mg/kg} \pm 2,02$ ). A szántóföldi művelés következtében megemelkedett tápanyagtartalom (N) lassíthatja a felhagyott szántók spontán regenerációját, továbbá mivel ezek a felhagyott területek zárt vegetációval (gyep) fedettek, a tartós növényfedettség gátolja a nitrát kimosódását. A lassú regeneráció következtében az alacsonyabb tápanyag ellátottságot kedvelő löszgyep-fajok hátrányba kerülnek a gyomokkal szemben, a szukcesszió pedig megrekedhet. Érdekes azonban, hogy 2014-ben jelentősen magasabb volt a természetes állapotú löszgyep nitrát tartalma ( $120 \text{ mg/kg} \pm 1,6$ ). Ennek oka valószínűleg a növényfedettség kimosódást gátló hatása.

### Humusztartalom (%) változás területtípusonként (2014-2016)



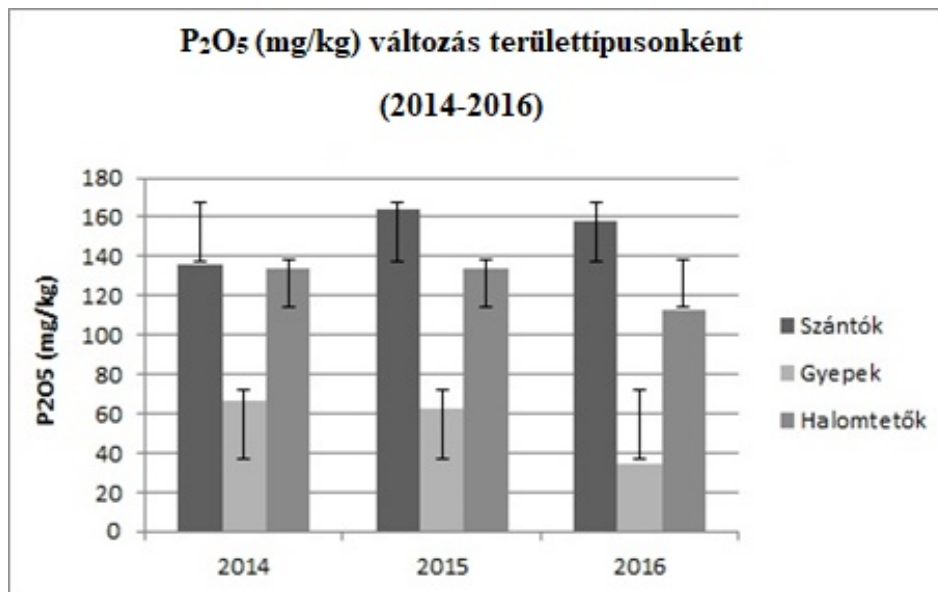
3. ábra A humusztartalom értékének változása a vizsgálati területeken 2014 és 2016 között  
Figure 3. Changes in soil organic matter content in the studied soils between 2014 and 2016

### NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/kg) változás területtípusonként (2014-2016)



4. ábra A vizsgált területek talajának könnyen kioldható nitrát tartalma (mg/kg) területtípus szerint 2014-2016 között  
Figure 4. Average nitrogen content (mg/kg) in the studied soils between 2014 and 2016

A foszfor átlagos mennyisége a különböző típusú területeken a N megoszlásához hasonlóan a műtrágyák használatához, vagy használatának megszűnéséhez köthető (5. ábra). A művelésből kivont, felhagyott halmok területén a foszfor mennyisége a kezdeti vizsgálati évben (2014) még a szántóföldi területek értékeihez volt hasonló (135 mg/kg  $\pm$ 7,3; 133 mg/kg  $\pm$ 2,3). Azt követően (2015) azonban általánosságban alacsonyabb volt, hiszen a folyamatos utánpótlás megszűnt (164 mg/kg  $\pm$ 4,9; 134 mg/kg  $\pm$ 3,2) a növények, illetve a talajflóra pedig folyamatosan felhasználja a meglévő készleteket. A legalacsonyabb értékeket a gyepterületek vizsgálatainál kaptunk (54 mg/kg).



5. ábra Al-oldható P (mg/kg) tartalom a vizsgálatban szereplő területtípusok szerint 2014-2016 között  
 Figure 5. Average phosphorus content (mg/kg) in the studied soils between 2014 and 2016

A pH tekintetében javarészt gyengén savanyú értékeket mértünk, általában kisebb értékek jellemzik a gyepes és szántóföldi területeket ( $6,55 \pm 1,64$ ;  $6,09 \pm 1,09$ ). A  $\text{CaCO}_3\%$  értékei alapján a területhasználatban nem mutatkozott jelentős különbség, jelenlegi állapotban azonban a felhagyott területek talajában növekedés figyelhető meg (5–6%).

A humusztartalom értékeit vizsgálva a gyepek humusztartalma kiemelkedően magasabb a szántóföldi és felhagyott terület értékeinél, a vizsgálat kezdetéhez képest azonban a felhagyott területek talajában 3 év után már a kezdetihez képest magasabb humusztartalom figyelhető meg (érték, átlag-szórás). A vizsgálat kezdetén (2014) a szántó és a felhagyott halomtötök között nincs szignifikáns különbség ( $p > 0,05$ ), a gyepek humusztartalma azonban szignifikánsan ( $p < 0,05$ ) nagyobb a két másik csoporttól.

A tápanyagellátottság alapján a vizsgálat kezdetén (2014) a szántóföldi és felhagyott területek között nem jelentős a variabilitás. A könnyen kioldható nitrát-tartalom tekintetében (2014) a szántó és a felhagyott halomtötök között nincs szignifikáns különbség ( $p > 0,05$ ). A gyepes borított talajok mindhárom évben jellemzően szignifikánsan elkülönülő csoportot képeznek ( $p < 0,05$ ). Az AL-oldható P-tartalmat illetően a szántók váltak szignifikánsan külön ( $p < 0,05$ ). A korábban művelés alatt álló kunhalmok nagyrésze eredeti vegetációját elvesztette, legfelső kultúrreége a szántás következtében teljesen megsemmisült, felszíne azonban még épnek mondható.

Összegezve megállapítható, hogy a művelés megszüntetésével valóban megfigyelhetők változások a halmok talajának tápanyag-összetételében, de a tápanyagtartalom különbségei elsősorban a halmok előtörténete alapján bizonyult eltérőnek. A korábban is gyepes borított halmok talajában nagyobb humusztartalmat, kisebb nitrogén és foszfortartalmat mértünk, mint a halmok szántott környezetében, illetve művelésből nemrég kivont halmok felszínén. A művelés felhagyása óta (2012) eltelt négy év alatt a szántóföldi környezet és a felhagyott halom felszínének talaja között lényeges különbség eddig egyedül a foszfortartalom csökkenésében mutatkozott meg. A halmok talajának teljes regenerálódása azonban még egy nagyon hosszú folyamat eredményeként mehet csak végbe. A folyamatos talajminta-vételezéssel nyomon követhetőek a szukcesszióban is szerepet játszó felszíni talajrétegekben zajló tápanyagforgalmi folyamatok.

### Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a Debreceni Egyetem Földtudományi Intézet szediment labor dolgozójának, Sósne Mező Krisztinának, a laboratóriumi vizsgálatok során nyújtott folyamatos, rendkívüli segítőkészségét. Szeretnénk megköszönni Dr. Tóth Albertnek, a Hortobágyi Természetvédelmi Kutatótábor szervezőjének a lehetőséget a terepi mintavétel lebonyolítására, továbbá a tábor résztvevőinek a mintavételezésben nyújtott aktív segítségét. A tanulmány Az Emberi Erőforrások Minisztériuma Új Nemzeti Kiválóság Programjának támogatásával készült. Az utolsó szerző munkáját a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatta. A kutatást az EFOP-3.6.1-16-2016-00022 számú projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

### Irodalom

- Árgay Z., Balczó B., Tóth P. 2010: A kunhalmok megőrzése. Magyar Mezőgazdaság: 48–49.
- Barcsay L. 2008: Ágota pusztja. Természet világa 7: 313–315.
- Bede Á. 2014: A tiszántúli halmok régészeti geológiai és környezettörténeti szempontú vizsgálati lehetőségei. Szegedi Tudomány Egyetem, Doktori Értekezés. Szeged, pp. 60–61., 178 p.
- Botos Á., Ókrös V., Tóth Cs. 2015: Soil aggregate stability, organic carbon and plant available nutrient contents (N,P) in soils of prehistoric mounds after abandonment of cultivation. *Landscape & Environment* 9(1): 42–50.
- Brady M., Kellermann K., Sahrbaheer C., Jeinek L. 2009: Impacts of Decoupled Agricultural Support on Farm Structure. Biodiversity and Landscape Mosaic: Some EU Results. *Journal of Agricultural Economics* 60: 563–585.
- Deák B., Török P., Kapocsi I. 2008: Szik és löszgyep rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájökológia Lapok* 6(3): 323–332.
- Ecsedy I. 1979: The people of the pit-grave kurgans in Eastern Hungary. *Fontes Archaeologici Hungariae*, Akadémiai Kiadó, Budapest, 148 p.
- Félegyházi E., Kiss T., Szabó J. 2002: Természetföldrajzi gyakorlatok: különös tekintettel a geomorfológiai vizsgálatokra: földrajz tanárszakos és geográfus hallgatók számára. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, pp. 87–95.
- Gojda M., Hejman M. 2012: Cropmarks in main field crops enable the identification of a wide spectrum of buried features on archaeological sites in Central Europe. *Journal of Archaeological Science* 39: 1655–1664.
- Kátai J. 2011: Talajökológia. Debreceni Egyetem, Debrecen. TÁMOP-4.1.2-08/1/A-2009-0010 projekt. Debrecen, 99 p.
- M. Nepper I., Sőregi J., Zoltai L. 1981: Hajdúsági halmok. *Hajdúsági Közlemények* 8: 28–43.
- Molnár A. 2004: Hajdúsági eltűnő szigetek. Ifjúsági Természetvédő Kör Kiadó, Hajdúböszörmény, pp. 17–21.
- MSZ 20135 1999: A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása, 12 p.
- Philip C., Mark J. M., Sean T. S. 2004: Community- and ecosystem level changes in a species-rich tallgrass prairie restoration. *Ecological Applications* 14(6): 1680–1694.
- Rákóczi A., Barcsi A. 2014: Védett tájelemek az Európai Unióban, a 73/2009 EK rendelet hatásai a magyar kunhalmok állapotára. *Tájökológiai Lapok* 12 (1): 95–105.
- Rásó J. 2012: „Ti vagytok a mi katedrálisaink?”. Püspökladányi Kalendárium 2013-as esztendőre. Püspökladányi Tájékoztató Központ, pp. 77–80.
- Richard F. P., James M., Alan H. 2002: Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* (39): 294–309.
- Stefanovits P., Filep Gy., Füleky Gy. 1999: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 71–75.
- Tóth A. 2004: A kunhalmokról más szemmel. Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága: Alföldkutatásért Alapítvány. Debrecen, pp. 7–11.
- Tóth A. (szerk.) 1999: Kunhalmok. Alföldkutatásért Alapítvány Kiadványa, Kisújszállás, 77 p.
- Tóth A., Tóth Cs. 2003: Kunhalmok állapotfelmérése a Hortobágy déli pusztáin és a szomszédos hajdúsági területeken. In: Tóth A. (szerk.) Tisza-völgyi tájváltozások. Kisújszállás. Alföldkutatásért Alapítvány, 99 p.

## CHANGES IN SOIL CHARACTERISTICS AFTER ABANDONMENT OF CULTIVATION ON THE MOUNDS OF TISZÁNTÚL

Á. BOTOS<sup>1</sup>, CS. A. TÓTH<sup>2</sup>, T. J. NOVÁK<sup>1</sup>

<sup>1</sup>University of Debrecen, Department of Landscape Protection and Environmental Geography  
4002 Debrecen, Egyetem tér 1. P.O.B. 400, e-mail: [botosagnes@science.unideb.hu](mailto:botosagnes@science.unideb.hu)

<sup>2</sup>University of Debrecen, Department of Geography and Geoinformatics  
4002 Debrecen, Egyetem tér 1. P.O.B. 400

**Keywords:** abandonment, soil-regeneration, mounds

Nine mounds located within the National Park of Hortobágy were investigated after the abandonment of their cultivation, regarding their most important soil properties such as aggregate stability, nitrogen and phosphorus content, pH, organic carbon content and secondary carbonates. Due to the machinery cultivation most of them were plowed during the 20th century. After setting new legislative frames of their preservation, former cultivated mounds were abandoned and spontaneous regeneration processes of vegetation and soil could start on the *ex lege* protected mounds. According to 32/2010 FVM ministerial decree no further cultivation is allowed on the mounds, except for preparation of setting grasslands. However there are no uniform policies for their management and restoration. During spontaneous regeneration of grasslands weeds and invasive species can spread in lack of pasturing or mowing. After abandonment of cultivation the mounds were exposed to many different mismanagement problems. For example: dirt roads were settled crossing the mounds, they were used for deposition of fertilizers and manure. We found, that the topsoil layer of the mounds differs significantly according their management history: below grasslands higher organic content and lower concentration of N and P was measured. Over the 4 years investigation period starting after the abandonment (2012) only in order of the P concentration significant change (decreasing) could be detected. The regeneration concerning of other features requires longer period.

## A TIHANYI-FÉLSZIGET KÖZPONTI TERÜLETÉN VÉGZETT TALAJ- ÉS NÖVÉNYTÁRSULÁS-VIZSGÁLATOK TÁJÖKOLÓGIAI VETÜLETE

BARCZI Attila<sup>1</sup>, PENKSZA Károly<sup>2</sup>, SZALAI Dániel<sup>1</sup>, NAGY Valéria<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem MKK, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.; e-mail: barczy.attila@mkk.szie.hu; szalai.daniel@mkk.szie.hu

<sup>2</sup>Szent István Egyetem MKK, Növénytani Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.; e-mail: penksza.karoly@mkk.szie.hu

<sup>3</sup>Szegedi Tudományegyetem MK, Műszaki Intézet  
6724 Szeged, Moszkvai krt. 9.; e-mail: valinagy78@gmail.com

**Kulcsszavak:** talajvizsgálat, növénytársulások, talaj-növény összefüggés, tájökológia

**Összefoglalás:** A talajtani és növénytani felvételezések helyszíne a Tihanyi-félszigeten található Belső-tó környéke, ahol 2017. júniusában négy mintaterületet jelöltünk ki. A terepbejárások alkalmával a mintaterületek talaját megmintáztuk (a helyszíni vizsgálatokat követően a minták akkreditált laboratóriumba kerültek), illetve a kijelölt területeken cönológiai vizsgálatokat is végeztünk. A terepbejárások, valamint a részletes talajtani és növénytani elemzés alapján megállapítható, hogy a mintaterületeken a megelőző tájhasználat igen erős degradációt okozott: még mindig jelen vannak a degradációra utaló taxonok. A tájhasználat-váltást követően azonban beindultak a regenerációs folyamatok. A talaj-növény vizsgálatokkal (is) bizonyítható mozaikosság egyik előnye, hogy széleskörű tájhasználatot rejt magában, ami segít a tájat legkevésbé terhelő gazdálkodási mód megválasztásában is. A Tihanyi-félszigeten sok élő és élettelen természeti érték található, amely nem csak a természetes degradációnak van kitéve, de az ember által okozott beavatkozásnak is. A korábbi talajtérképeken ábrázolt sokszínű talajtakaró jelentős részét érintette a területen folytatott legeltetés és a turizmus hatása. A kialakult talajtípusok nem maradtak meg eredeti állapotukban: a réti csernozjom talajokon (Belső-tó) tömődöttséget és a szerkezet szétesését, illetve eróziót eredményezett az emberi beavatkozás. A talajpusztulás (talajkopás) a termőréteg csökkenésével, a szerkezet romlásával, a víz-, közethatású és lejtőhordalék talajok arányának növekedésével járt együtt. A vizsgálatok azt igazolták, hogy a legeltetett területeken a magyar szürke szarvasmarha állomány egyedszáma a gyeperősség szempontjából ideális. A tájhasznosítás ugyanis abban az esetben tekinthető tájökológiai szempontból megfelelőnek, ha a tájjelleget (tájkaraktert) meghatározó ökoszisztémát, illetőleg a felszínborítást nem módosítja jelentős mértékben, a növényzetben az eredeti vegetációhoz legközelebb állót, míg a talajtani folyamatokban a természeteshez közeli állapotot ismerhetjük fel.

### Bevezetés

„A táj nem egy statikus állandó, hanem egy folytonosan változó rendszer, melynek változását természeti és emberi tényezők egyaránt előidézik. A mi felelőségünk, hogy a közvetett vagy közvetlen emberi tevékenység által előidézett tájváltozások milyen szerepet játszanak majd az egyén és a társadalom jólétének, illetve jóllétének alakulásában, ezért a táj védelme, kezelése és tervezése mindenki számára jogokat biztosít, és mindenkire kötelezettségeket ró. A társadalmi igényeken, gazdasági tevékenységeken és a környezet harmonikus és kiegyensúlyozott kapcsolatán alapuló tájhasználat a fenntartható fejlődés alapja.” olvashatjuk a Nemzeti Tájstratégia 2017-2026 bevezetőjében. E gondolatkörhöz kapcsolódva választottuk a Tihanyi-félszigetet mintaterületnek, ezen belül is a meghatározó, jellemző tájegységeket, ahol talajtani és növénytani vizsgálatokat végeztünk.

A Tihanyi-félsziget Magyarország dunántúli részén, Veszprém megyében, a Balatonfüredi kistérségben található, amely a Balatoni-Riviéra kistájhoz tartozik. 1952-ben itt alapították meg az első tájvédelmi körzetünket. A Tihanyi-félsziget tengerszint feletti magassága 105 méter, a legmagasabb pontja a Csúcs-hegy, amelynek magassága 235 méter (Cholnoky 1936). Domborzati formái igen nagy változatosságot mutatnak: egyaránt megtalálhatunk bazalttufa lerakódásokat, gejzirkúpokat, medencéket, barlangokat, tavi abrúziós formákat. Földtani szempontból Magyarország egyik legérdekesebb területe, kialakulása a földtörténeti



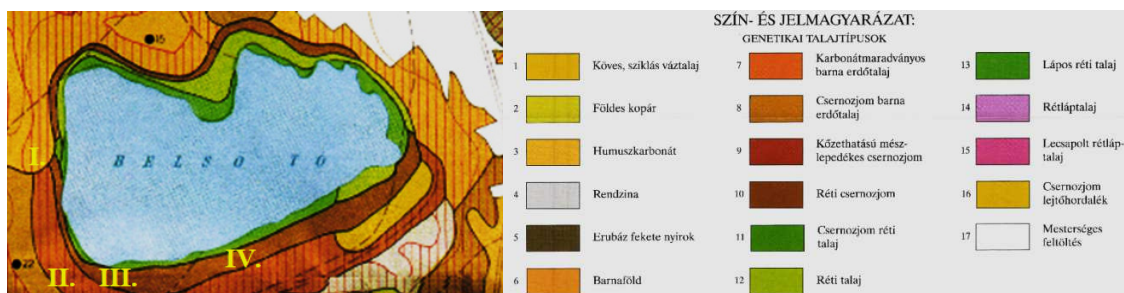
harmadkorra, azon belül is a miocénra tehető. A neogén vulkánosság (Lángné 1970; Budai és Csillag 1998) következtében három kitörési centrum jött létre, amely napjainkban is látható (Külső-tó, Belső-tó, Rátai-csáva) (Cholnoky 1936). Éghajlata mérsékelt meleg – mérsékelt száraz. Az évi középhőmérséklet 10,2–10,5 °C (Marosi és Somogyi 1990), a csapadékmennyiség 550–640 mm: a legtöbb csapadék májusban esik, a leginkább csapadékhiányos időszak pedig március (Péczely 1970). A leggyakoribb szélirány az É-i, ÉNy-i, átlagos sebessége 3,5-4,0 m/s. Talajtípusai igen változatosak: vázталajok, közethatású talajok, barna erdőtalajok, csernozjom talajok, réti talajok, láptalajok, öntés- és lejtőhordalék talajok is megtalálhatók (Barczi 1997). Vegetációját tekintve részletes cönológiai térképet Kárpáti et al. (1986), Szeglet és Tóth (1991), illetve Penksza et al. (2003) készített. A Tihanyi-félsziget domborzatának, földtanának, éghajlatának, vízrajzának, talajainak és vegetációjának megismerése, valamint a talaj-növény kapcsolatrendszer elemzése szükséges a terület tájkarakterének védelméhez is.

A talaj-növény kapcsolatokat kialakító abiotikus környezeti tényezők mellett a talaj víz-, hő- és levegőgazdálkodásától is függ a talajon kialakult vegetációtípus (Várallyay 2003). Minden ökoszisztémának, a talajnak is és a benne található élőlényeknek is (Tóth et al. 2018), illetve a növénytársulás(ok)nak is önszabályozó rendszere van (Stefanovits 2003). A Tihanyi-félsziget egyes területeinek vegetáció változásairól és az eróziós viszonyairól Centeri et al. (2009) már közöltek adatokat. A magyar szürke szarvasmarha legeltetésének tapasztalatairól pedig Magyar et al. (2017) számoltak be korábbi adatok alapján. A talaj-növény kapcsolatrendszer elemzése során segítséget nyújthat a növényfajok viselkedése és állomány-kiterjedése alapján történő értékelés, úgymint

- a Borhidi-féle szociális magatartástípusok hozzárendelése az egyes fajokhoz, borítási értékekkel súlyozva,
- a Simon-féle természetvédelmi érték kategóriák alapján a természetes állapotokra utaló növényfajok arányának meghatározása, szintén borítással súlyozva,
- a Kárpáti-féle bolygatás- és taposástűrés mutatók eloszlásának vizsgálata, és
- a Raunkiaer-féle életforma-kategóriák megoszlásának meghatározása.

### Anyag és módszer

A Tihanyi-félsziget javarészt kultúrterület. A Belső-tó környékén kijelölt négy különböző mintaterületet (legelő, kaszáló és labdarúgó pálya tájhasználat) az 1. ábra mutatja.



1. ábra Mintaterületek (I., II., III. és IV.) kijelölése Barczi (2000) térképének felhasználásával  
Figure 1. Sample areas (I., II., III. and IV.) based on the map of Barczi (2000)

Az I. mintaterület a Belső-tótól nyugatra található kaszáló. Két mintaterületet a Belső-tótól délre, a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság által hasznosított 10 ha-os bekerített, alacsony lejtésszögű legelőn jelöltünk ki, amely magyar szürke szarvasmarha legelő: annak felső harmadán lett kijelölve a II. mintaterület, illetve alsó harmadán a III. mintaterület. A magyar szürke szarvasmarha legelő 2000-ig intenzív mezőgazdasági terület volt, kaszálóként

használták, majd ezt követően legelővé alakították. A IV. mintaterület a legelő mellett található, korábbi és jelenlegi antropogén hatásnak (elsősorban taposásnak) erősen kitett, egykori labdarúgó pálya (Barczy et al. 2018).

Pürckhauer-féle szűrőbotos (Finnern 1994) technikával feltártuk a kiválasztott mintaterületek talajait. E módszer alkalmas a genetikai talajtípusok elkülönítésére, a legjellemzőbb mintavételi helyek kiválasztására, illetve a talajfoltok előzetes felmérésére. Majd a jellemzőnek ítélt talajfoltokból kanalas fűróval a talaj genetikai szintjeiből bolygatott mintákat vettünk.

A talajszelvény genetikai szintenkénti morfológiai leírása során a helyszínen elvégzett vizsgálatok a szín, fizikai féleség, szerkezet, nedvességi állapot, kiválások, konkréciók, gyökérszövet mennyisége és mélységben elhelyezkedésének, továbbá a talajvíz(szint) mélységének és a termőréteg vastagságának érzékszervi meghatározása voltak. Majd a minták akkreditált laboratóriumi vizsgálata következett, amely a legfontosabb fizikai, kémiai és tápelemvizsgálatokat tartalmazta. A tápelemvizsgálati eredmények alapján a talaj tápanyagellátottságát a MÉM-NAK (1979) termőhelyi besorolás és trágyázási irányelvek alapján értékeltük.

A növénytársulástani felvételezés célja az volt, hogy reprezentatív információt kapjunk a mintaterületek jellemző vegetációjáról, illetve koegzisztenciális viszonyairól és a borítási arányokról: minden mintaterületen – a talajtani felvételezéssel párhuzamosan – 5 cönológia felvételt is készítettünk szemiszisztematikus módszerrel. A felvételek Braun-Blanquet (1951) és (Kovácsné és Török 1997) alapján (de a borítási értékeket megadva)  $2 \times 2$  m-es kvadrátokban készültek 2017. júniusában.

A felvételek alapján a fajok relatív ökológiai mutatói szerint történő értékeléséhez Grime (1979), Soó (1980), Borhidi (1995, 2003), Simon (2000) munkáiban szereplő iránymutatásokat vettük alapul.

A mintaterületeket a Simon-féle természetvédelmi érték-kategóriák (TVK), Raunkiær életforma kategóriája (ÉFO) (Raunkiær 1934), és a Borhidi-féle szociális magatartás típusok alapján elemeztük. A talaj-növény kapcsolatok tekintetében a Borhidi-féle ökológiai indikátorok közül kiemelendők a relatív talajvíz, illetve talajnedvesség (WB), a talajreakció (RB), a relatív nitrogén-igény (NB) és a sótűrés (SB) értékek (Barczy et al. 2018). A fajneveket Simon (2000) szerint alkalmaztuk.

A helyszíni leírásokat követően a talajszelvények szintjeiből vett talajminták laboratóriumi vizsgálata alapján elemezhetők a talajok fontosabb fizikai és kémiai tulajdonságai. A jobb áttekinthetőség érdekében diagramokban (2–7. ábra) jelenítettük meg az eredményeket, együttesen ábrázolva azon változókat, amelyek ok-okozati összefüggésben állhatnak egymással. A növények szempontjából a begyökerezett A-szint tulajdonságai a legfontosabbak, ugyanakkor a teljes szelvényben lejátszódó talajgenetikai folyamatok megismerése szükséges ahhoz, hogy megértsük a tulajdonság-csoportok rendszerszintű hatását. Ilyen módon a talaj genetikai folyamatainak elemzésével, a termőhelyi besorolással és a gyökérszóna tulajdonságainak együttes értékelésével állapítható meg, hogy a talaj milyen növényborítás megjelenését segíti elő.

## Eredmények

### A talajtani felvételezések eredményei

Az I. mintaterületen kelet-nyugati irányú lejtés figyelhető meg, ezért az erózió szerepet játszik a talajtulajdonságok kialakulásában: lejtőhordalék talaj azonosítható. A lejtőhordalék talaj jellegzetessége, hogy az egyes talajrétegeket/szinteket genetikai kapcsolat nem köti össze, ezért a hordaléknak megfelelő tulajdonságok jellemzőek erre a típusra. A fűrómaggal elért talajképző kőzet/alapkőzet pleisztocén kori lejtőlösz. Az A-szintre is jellemző a lejtőüledék

jelenléte. Színe fakóbarna, benne 1–5 mm-es nagyságú, bazaltból, mészkőből és tufából álló vegyes kő(zet)törmelék fordul elő ~30%-ban, 25 cm-es mélységig nemezserű gyökérszóna jellemzi, a gyökérszóna sűrűn átszőtt. Fizikai félesége vályog, amelyet poros, aprómorzsás, omlós szerkezet jellemez. Szénsavas mésztartalma 25% feletti, amit a szintben fellelhető meszes kő(zet)törmelék okoz. A következő szint hosszú átmenetet (25–60 cm) képez az A-szint és a C-szint (alapkőzet) között. Ugyanúgy megtalálható benne a kevert kő(zet)törmelék, mint a felette lévő A-szintben. Gyökérszóna itt már nem figyelhető meg. Színe fakóbarna, fizikai félesége vályog, szerkezete poros, aprómorzsás, omlós. Szénsavas mésztartalma szintén 25% feletti. A C-szintet 60–90 cm vettük fel. A szelvény egészét végigkísérő kevert kő(zet)törmelék csaknem ugyanolyan mennyiségben jelenik meg, mint az AC-szintben. Vályog fizikai féleség jellemző rá, szerkezete omlós. Szénsavas mésztartalma ugyancsak 25% feletti, továbbá mészerek, mészpor, valamint vasszeplő kiválások figyelhetők meg benne.

A laboratóriumi eredmények alapján (2–7. ábra) a szelvény egészére a semleges, illetve gyengén lúgos kémhatás (pH 7,29–7,42) a jellemző. A kövek százalékos aránya az A-szintben a legmagasabb (~33%). A mintaterület talajának humusztartalma az A-szinttől fokozatosan csökken, 2,29% és 0,75% között változik. A vízdoldható sótartalom nem utal szikesedésre.

A gyökérszóna tulajdonságai alapján pionír növényfajok, valamint szárazságtűrő, mészkedvelő/mésztűrő, a tápanyagtartalomra kevésbé igényes növények megjelenése várható.

A laboratóriumi eredmények alapján és a MÉM-NAK (1979) táblázatai segítségével megállapítható, hogy a tápanyag-ellátottság tekintetében a felvehető P-tartalom a szelvény teljes mélységében gyenge, míg a felvehető K a gyökérszónában jó, azonban 25 cm alatt közepes, illetve gyenge ellátottságot mutat. Mezoelemek (Mg, Ca) tekintetében az ellátottság jó, míg a mikroelemek (Mn, Zn, Cu) vonatkozásában Zn-hiány mutatkozik (amely a mésztartalommal is összefüggésben áll(hat)). Ez a talaj legelőként, illetve rétként hasznosított a Belső-tó körül.

A II. mintaterületen az erózió kevésbé érvényesül, de a tömeder szabályozása előtt jelentősebb többletvízhatás (réti hatás) jellemez(het)te időszakosan a talajt. Üdebb termőhely alakult ki, amelyben a többletvízhatás már nem jellemző, de az aktuális nedvességtartalom kedvezőbb, mint az I. mintaterületi termőhelyen.

Alapkőzete áthalmozódott és poligenetikusan átalakult lejtőlösz. Az A-szint mélysége 20 cm, minimális mennyiségű, apró kő(zet)törmelék észlelhető benne, amelyet mészkődarabok és bazalttufa alkot. A talaj színe sötétbarna, majdnem fekete, ami a szerves anyag tartalomra és a kialakult Fe-humát anyagok jelenlétére utal(hat). Fizikai félesége agyagos vályog, szerkezete rögös, morzsás. A gyökérszóna a felső 20 cm-ig terjed. A B-szint 20–40 cm között írható le, szerkezetében élesen elkülönül az A-szinttől. Ebben a szintben gyökérszóna nem figyelhető meg, viszont több a kő(zet)törmelék, mint az A-szintben. Fizikai félesége agyagos vályog, szerkezete szemcsés. Szénsavas mésztartalma ~10%, ami a kevert kő(zet)törmelék megnövekvő mennyiségére és annak meszségére utal. A C-szintnél (40–60 cm) éles határ húzódik, amely a szín megváltozásában a legszembeütőbb. Sok kő(zet)törmeléket tartalmaz, a törmelék mérete azonban valamelyest nagyobb. Fizikai félesége agyag, szerkezete omlós.

A laboratóriumi eredmények alapján (2–7. ábra) a szelvény egészére semleges, illetve gyengén lúgos kémhatás (pH 7,09–7,54) jellemző. Mésztartalma a C-szint felé fokozatosan növekszik (8,3–57,7%). A humusztartalom az A-szintben meghaladja az 5%-ot, a B-szintben már fokozatosan csökken, a C-szint felé haladva a humusztartalom <1%. A vízdoldható sótartalom a B-szintnél ugyan eléri a 0,12%-ot, de szikesedés nem tapasztalható. A feltalajban a felvehető P és K igen jó ellátottságot mutat, a C-szintben gyenge, illetve közepes ellátottságra esik vissza. A mezoelem-ellátottság jó, míg a mikroelemeknél Zn-hiány mutatkozik és a B-szintben a Cu-ellátottság is gyenge.

A növényzet megjelenésében kevésbé a talajtani hatások, mint az antropogén hatáserősség következményei várhatók.

A III. mintaterület talajtípusa réti talaj. Az A-szint mélysége 50 cm, amelyben kevés, de viszonylag nagyméretű bazalttufa, illetve mészkökvavics látható. Színe sötétbarna, fizikai félesége agyagos vályog, szerkezete morzsás. A gyökérszóna 18 cm mélyre nyúlik és sűrűn átszött. A B-szint 50–80 cm között írható le. A kő(zet)törmelék aránya nagyobb, de mérete kisebb, mint az A-szintben. Fizikai félesége agyag, szerkezete morzsás, szemcsés. A következő szint felé éles az átmenet. A C-szintet 80–100 cm között vettük fel. Kevesebb kő(zet)törmelék található benne, mint a B-szintben. Színe fehéres szürkés. Fizikai félesége agyag, szerkezete porhanyós. Ebben a szintben láthatók a többletvízhatás nyomai (Fe-, Mn-mozgás). Az agyagos vályog textúra kedvező vízgazdálkodásra ad lehetőséget, de az időszakosan megemelkedő talajvíz redukciót okozhat, ezért – bár jelentős a humusztartalom és a N-tőke – a tápanyagok feltáródása és felvétele gátolt lehet a növények számára.

A laboratóriumi eredmények alapján (2–7. ábra) a szelvény semleges, valamint gyengén lúgos (pH 7,06–7,51) kémhatású. A mésztartalom az alapkőzet felé növekszik (7,2–42,7%). A humusztartalom az A-szintben ~3%, az alapkőzet felé fokozatosan csökken (0,83%). A sótartalom az A- és a B-szintben 0,14%. A helyszíni vizsgálatok szikesedésre nem utalnak. Az A- és a B-szintben a makro- és mezoelem-ellátottság igen jó, a C-szintben a P- és K-ellátottság közepes. A mikroelemek tekintetében a teljes szelvény Zn-hiányos, a C-szintben a Mn és a Cu is gyenge ellátottságot mutat.

Az időszakosan túlnedvesedő környezetet jól viselő (esetleg sótűrő), a tápanyagban gazdag talajokat kedvelő növényzet megjelenése várható.

A IV. mintaterület talaja antropogén talaj: olyan tulajdonságokkal rendelkezik, amely nem talajképződési folyamatok, hanem az emberi hatások eredményei. Az A-szintben a kő(zet)törmelék mennyisége minimálisnak mondható. Színe sötétbarna, fizikai félesége agyag, szerkezete porosan morzsás. Gyökérszóna uralja ezt a szintet. A talaj kémhatása semleges (pH 7,15–7,32), a mésztartalom vonatkozásában az A-szint a gyengén meszes (2,9%), az AC<sub>1</sub> és C<sub>2</sub> szintek pedig a közepesen meszes tartományban (8,7–14,3%) vannak. A humusztartalom az A-szintben megközelíti az 5%-ot, majd fokozatosan csökken. A vízdoldható összes só mennyisége 0,06–0,08%. Tápanyag-ellátottság tekintetében az A- és az AC<sub>1</sub>-szintek P- és K-ellátottsága igen jó, amely a C<sub>2</sub>-szintben gyengülést mutat. A mezoelemek tekintetében hiány nem mutatkozik. A mikroelemek közül a Cu az A-szintben, míg a Zn a szelvény teljes mélységében gyenge ellátottságot mutat (2–7. ábra).

### Növénytársulástani eredmények

A mintaterületeken végzett cönológiai felvételezések során az I. mintaterület bizonyult a legfajgazdagabbnak, itt ugyanis 55 növényfajt jegyeztünk fel, amelyek közül legnagyobb borítással (10–25%) a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*) fordult elő. A mintaterületen védett faj nem található.

A fajok Simon-féle természetvédelmi érték kategóriái alapján megállapítható, hogy 4 társulásalkotó faj van jelen a gyeppen: barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*), karcú perje (*Poa angustifolia*), sudár rozsnok (*Bromus erectus*), fényes sás (*Carex liparicarpos*). Gyomfajok a társulás 14%-át alkotják, de az egyes fajok viszonylag alacsony borítási aránnyal (1–2%) jellemezhetők, ugyanakkor a kísérő növényfajok együttes borítása a gyeppen eléri a 30%-ot. Természetes pionír fajként a terjőke kígyószisz (*Echium vulgare*) van jelen. A többi faj a természetes zavarástűrők közül kerül ki.

A fajok Raunkiær-féle életforma-kategorizálása szerint a mintaterületen a gyeppel 73%-át több évig élő lágyszárúak alkotják, melyek közül a legnagyobb arányban a hemikryptophyta csoport képviselteti magát, 36 fajjal (85%). 7,14%-ban fordulnak elő geophytonok, valamint 3,57%-ban microphanerophytonok is. A geophytonok döntő többségben csillagpázsit (*Cynodon dactylon*), illetve tarackbúza (*Elymus repens*). Microphanerophytonok közül a mintaterületen fellelhető az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) és a gyeppürözsa (*Rosa*

*canina*). De 1,78%-kal megtalálható a sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*) is. 12,5%-ban található itt hemitherophyták, valamint 7,14%-ban vannak jelen therophyták.

A fajok Borhidi-féle szociális magatartástípusok alapján történő értékelésekor a természetes kompetitorok közül a mintaterületen a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*), a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*), valamint a sudár rozsnok (*Bromus erectus*) figyelhető meg. Természetes gyomfajok közül 6 faj tenyészik a mintaterületen, amelyek viszonylag alacsony borítással vannak jelen. E szerint a kategória szerint is számos zavarástűrő fajjal találkozhatunk. De itt megjegyzendő, hogy ezek nincsenek teljes fedésben a Simon-féle természetvédelmi érték kategória zavarástűrő fajaival. A mintaterületen találhatunk továbbá 16 generalista fajt is, de mindösszesen 1 ritka generalista faj fordul elő, a tövises iglice (*Ononis spinosa*), amelyet Borhidi zavarástűrőnek tekintett. Ruderális kompetitorok közül 2 faj él ezen a mintaterületen: a csillagpázsit (*Cynodon dactylon*) és a tarackbúza (*Elymus repens*). A specialisták között pedig a fényes galaj (*Galium lucidum*) emelendő ki.

Az erózió és a kisebb mennyiségű tápanyagellátottság tényét a növényzet a természetes kompetitor fajokkal, a természetes gyomfajokkal és zavarástűrőkkel igazolta. A pionírok alacsony száma és az évelő lágyszárúak dominanciája arra utal, hogy a talaj néhány éve már nem pusztul, időlegesen stabil felszínnek tekinthető, ami a bolygatás felhagyásának és a növényzetborításnak köszönhető. Ugyanakkor a therophyta fajok megjelenése további vizsgálatokat igényel. A fajgazdagság még utal a mikromozaikos, egykor változó felszínre. A kizárólag e mintaterületen található sudár rozsnok (*Bromus erectus*) az erózió elleni védekezésben a pázsitfűvek közül az egyik legfontosabb növénynek bizonyul (Török 2013). A degradáció jeleként a szúrós-tövises növények elszaporodása is megfigyelhető. A fajösszetétel elemzése alapján látható, hogy ha ez a folyamat tovább folytatódik, az becserjésedéshez vezethet (Pápay és Uj 2012).

A II. mintaterület is viszonylag fajgazdag, növényközvetkezetét 46 taxon alkotja, amelyek közül kiemelendő a védett Borbás-kerep (*Lotus borbasi*). A vegetáció-egység jellemző faja a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*), borítási aránya a legnagyobb. A különböző kvadrátokban különböző borítási arányt mutat (10-20%). A fajok Simon-féle természetvédelmi értékmutatói alapján megállapítható, hogy ennek az élőhelynek a társulásalkotó fajai között fellelhető a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*), valamint a karcsú perje (*Poa angustifolia*). Gyomfajok a társulás közel 22%-át alkotják, amelyek borítása elenyésző. A gyepek 23,9%-át kísérőfajok teszik ki. A természetes pionír fajok közül megfigyelhető az apró bükköny (*Vicia lathyroides*), a kakukk homokhúr (*Arenaria serpyllifolia*), a terjőke kígyószisz (*Echium vulgare*), illetve az apró lucerna (*Medicago minima*). Természetes zavarástűrő fajok 28,26% borítási aránnyal fordulnak elő.

A fajok Raunkiaer életforma-kategorizálása szerint megállapítható, hogy a mintaterületen kialakult gyepek 69,56%-át a többévig élő lágyszárúak alkotják. Ezek legnagyobb részét (56,52%) a hemikryptophyták alkotják, ami 26 fajt jelent. 4,34%-ban megtalálhatók chamaephyták, valamint szintén 4,34%-ban geophyták. A chamaephyták csoportját a közönséges kakukkfű (*Thymus glabrescens*), a sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*) és a parlagi madárhúr (*Cerastium arvense*) alkotják, míg a geophytákat a tarackbúza (*Elymus repens*), a tavaszi sás (*Carex caryophylla*), valamint a csillagpázsit (*Cynodon dactylon*) képviseli. 2,17% a microphanerophyták közé tartozó kökény (*Prunus spinosa*) aránya. A gyepek 13%-át (6 növényfaj) therophyták alkotják.

A fajok Borhidi-féle szociális magatartástípusok szerinti megoszlása alapján a természetes kompetitorok közül a sovány- és a barázdált csenkesz (*Festuca pseudovina*, *F. rupicola*), valamint egyes kvadrátokban minimális borítási aránnyal a kökény (*Prunus spinosa*) jelent meg. A gyomfajok közül a mogyorós lednek (*Lathyrus tuberosus*), az útszéli bogáncs (*Carduus acanthoides*), a terjőke kígyószisz (*Echium vulgare*), illetve a közönséges útszélszásza (*Cardaria draba*) található meg, de igen csekély borítással (1–5%). A gyepek nagy részét

zavarástűrő növények alkotják (19 faj), amelyek közül a fehér here (*Trifolium repens*) fordul elő a legnagyobb borítási aránnyal (5–15%). A generalisták közül 8 faj él itt, amelyeknek a borítási aránya 1–5%. A természetes pionír növényfajok közül csupán az apró bükköny (*Vicia lathyroides*) és a kakukk homokhúr (*Arenaria serpyllifolia*) figyelhető meg. Ruderális kompetítorok közül 4 faj látható, amelyeknek 1–8% között változik a borítási aránya. A specialisták közül a sudár here (*Trifolium strictum*) csupán egy kvadrátban fordul elő, 2%-os borítási aránnyal. A ritka specialisták közül a Borbás-kerep (*Lotus borbasii*) az összes kvadrátban megjelenik.

A fajgazdag gyeppen a többletvízhatás már nem detektálható, tehát a talajviszonyokban jelentkezett rétiesedés az elmúlt években háttérbe szorult. A mész jelenlétére mészkedvelő fajok megjelenése utal. A legeltetés következtében jelentős a természetes zavarástűrők aránya.

A III., valamint a IV. mintaterületen homogénnek tekinthető a gyep: legeltetett térszínek. A III. mintaterületen 21 növényfajt jegyeztünk fel, amelyek közül a domináns faj a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*), az egyes kvadrátokban különböző borítási aránnyal (20–35%) jelenik meg.

A fajok Simon-féle természetvédelmi érték kategóriák szerinti megoszlása alapján megállapítható, hogy egyedül a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*) él itt társulásalkotó fajként. A társulás 14%-át gyomfajok alkotják igen alacsony borítási aránnyal, míg kísérőfajok, mint például a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*), 23%-ban fordulnak elő, a borítási arány az egyes kvadrátokban eléri a 35%-ot is. A védett fajok közül megtalálható a Borbás-kerep (*Lotus borbasii*), viszont a borítás mértéke csökkent a II. mintaterületéhez képest: itt csupán két kvadrátban és igen alacsony mértékben jelent meg. 52%-ban zavarástűrő fajok jelennek meg, amelyek közül a csillagpázsit (*Cynodon dactylon*) található a legnagyobb arányban, kvadrátonként 10–25%-os borítással.

A fajok Raunkiær életforma-kategorizálása alapján megállapítható, hogy a mintaterületen kialakult gyep 76,19%-át több évig élő lágyszárúak alkotják, legnagyobb arányban (71,4%-ban) hemikryptophyta fajok találhatók, ez 15 fajt jelent. 4,76%-ban vannak a gyeppen geophyta, valamint microphanerophyta fajok. A mintaterületen előforduló geophyta a csillagpázsit (*Cynodon dactylon*), microphanerophyta pedig az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*). Emellett megjelenik a területen hemitherophyta faj is: az útszéli bogáncs (*Carduus acanthoides*). A gyep 14,28%-án therophytákat találunk, mint például a komlós lucerna (*Medicago lupulina*), a mezei- és a terpedő here (*Trifolium campestre*, *T. patens*).

A fajok Borhidi-féle szociális magatartástípusai alapján a természetes kompetítorok közül a következő fajok vannak a területen: a sovány és a barázdált csenkesz (*Festuca pseudovina*, *F. rupicola*). A gyomfajok közül csupán 1 faj, az útszéli bogáncs (*Carduus acanthoides*) fordul elő két kvadrátban, 2-2%-ban. A zavarástűrő növények közül 13 faj jelenik meg a mintaterületen, melyek közül a legnagyobb arányban a mezei iringó (*Eryngium campestre*) borítja a felszínt, amely csupán egy kvadrátban van jelen 15%-os borítási aránnyal, ezen túlmenően a réti útifű (*Plantago media*) is megtalálható. A generalisták közül az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), illetve a terpedő here (*Trifolium patens*) fordult elő, de csupán egy kvadrátban. A ruderális kompetítorok közül a csillagpázsit (*Cynodon dactylon*) jellemző 10–25%-os borítási aránnyal. A ritka specialisták közül a Borbás-kerep (*Lotus borbasii*) csupán 1%-os borítási aránnyal van jelen két kvadrátban.

Az antropogenitásra a kisebb fajszám és a ruderális kompetítorok, míg a legeltetésre a zavarástűrő fajok aránya utal. A rétiesedésnek, többletvízhatásnak a szerepe háttérbe szorult, az emberi behatások és a tájhasználat alakítják ki a vegetációt.

A IV. mintaterületen 21 növényfaj található meg, amelyek közül 20–40%-os borítással az angolperje (*Lolium perenne*) tekinthető domináns fajnak. Egyetlen társulásalkotó faj volt itt, a karcsú perje (*Poa angustifolia*). 28%-ban gyomfajok jellemzőek, legnagyobb arányban az angolperje (*Lolium perenne*). A 19%-ban előforduló kísérőfajok közül a tarka koronafürt

(*Coronilla varia*) emelhető ki. Természetes zavarástűrő fajok a mintaterület 28%-át képezik, amelyek közül a nádképi csenkesz (*Festuca arundinacea*), valamint a fehér here (*Trifolium repens*) található meg nagyobb mennyiségben. A nádképi csenkesz az egyik kvadrátban eléri a 10%-os, míg a fehér here egy másik kvadrátban eléri a 25%-os borítási arányt is.

A fajok Raunkiær életforma-kategorizálása alapján megállapítható, hogy a mintaterületen kialakult gyepek 80,95%-át több évig élő lágyszárúak alkotják, melyek közül legnagyobb arányban (71,42%) hemikryptophyta fajok (15 faj) találhatók. A geophyta fajok között jelen van a csillagpázsit (*Cynodon dactylon*), illetve a tarackbúza (*Elymus repens*), a therophyta növények közül a terpedő here (*Trifolium patens*) és a sarlófü (*Falcaria vulgaris*).

A fajok Borhidi-féle szociális magatartástípusok szerinti megoszlásában természetes kompetitorok közül egy sem fordult elő. A gyomfajok közül az útszéli zsásza (*Lepidium draba*) jelent meg, illetve a közönséges sarlófü (*Falcaria vulgaris*). A zavarástűrő növények közül 11 faj található a mintaterületen, legnagyobb arányban az angolperje (*Lolium perenne*), illetve a nádképi csenkesz (*Festuca arundinacea*) lelhető fel. A generalisták közül a terpedő here (*Trifolium patens*), valamint a törpe galaj (*Galium pumilium*) jelenik meg. A törpe galaj csupán egy kvadrátban, és csupán 1%-os borítási aránnyal van jelen. A ruderalis kompetitorok közül a csillagpázsit (*Cynodon dactylon*), az apró szulák (*Convolvulus arvensis*), illetve a tarackbúza (*Elymus repens*) jelenik meg.

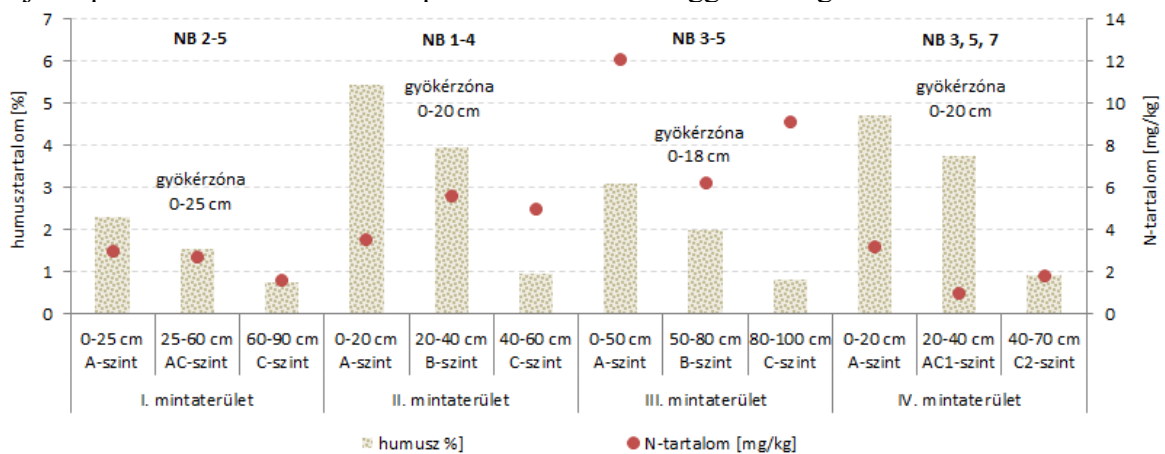
A legerősebb antropogén hatásnak kitett gyepekben az alacsony fajszám mellett a zavarástűrők és a ruderalis kompetitorok uralkodnak. Az egykori sportpálya mesterséges gyepekből maradhatott meg néhány faj, például az angolperje (*Lolium perenne*) dominanciája. Természetes kompetitorok nincsenek, a gyepek regenerálódása lassú ütemben történik, amit a taposás és egyéb emberi hatások is hátráltatnak.

### Talaj és növény összefüggések a tájökológia tükrében

A talaj és a rajta fellelhető növények együttes vizsgálata során több szempontot is figyelembe kell venni. Borhidi (1995) mutatói közül:

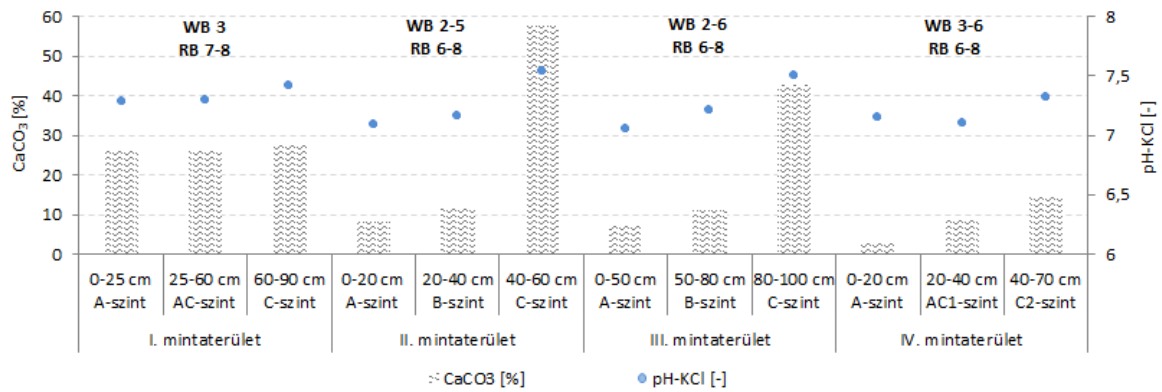
- a növények relatív vízigény (WB) szerinti megoszlását,
- a növények talajreakció (RB) szerinti megoszlását,
- a növények relatív nitrogén-igény (NB) szerinti megoszlását,
- a növények sótűrése, illetve sókedvelése (SB) szerinti megoszlását.

A talaj-növény kapcsolatrendszer szemléltetéséhez a 2–7. ábrákon feltüntettük a fontosabb talajtani paramétereket és az adott paraméterrel összefüggő ökológiai indikátorokat.



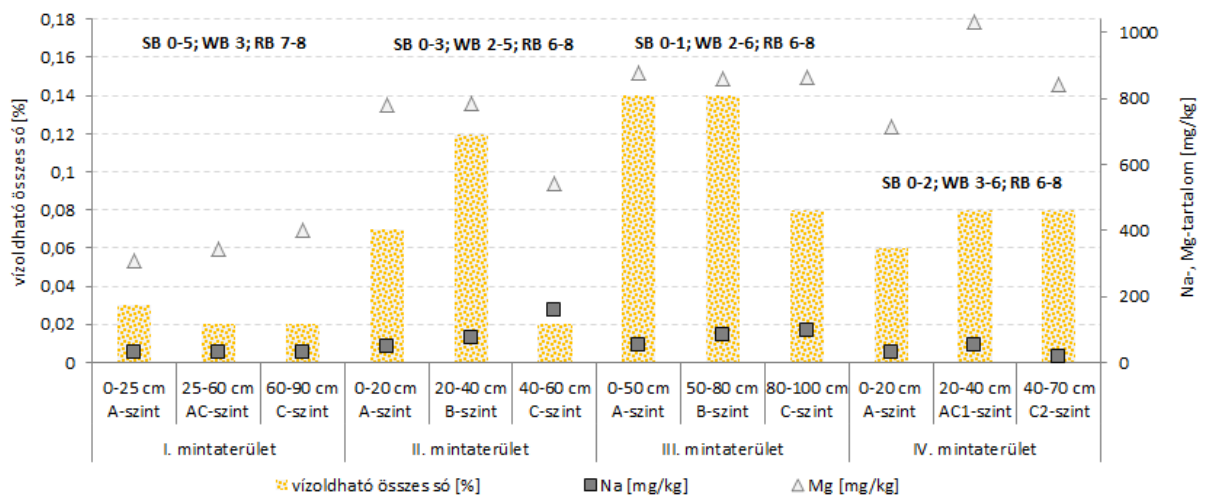
2. ábra A mintaterületek talajainak humusztartalma és gyökérszóna mélysége, valamint a növényfajok NB (relatív nitrogén-igény) ökológiai mutatóinak a területeket leginkább jellemző értékei

Figure 2. Humus content of soils and the depth of the root zone in sampling areas, as well as the NB (relative nitrogen requirement) ecological indicators of plant species as most characteristic values in the sampling areas



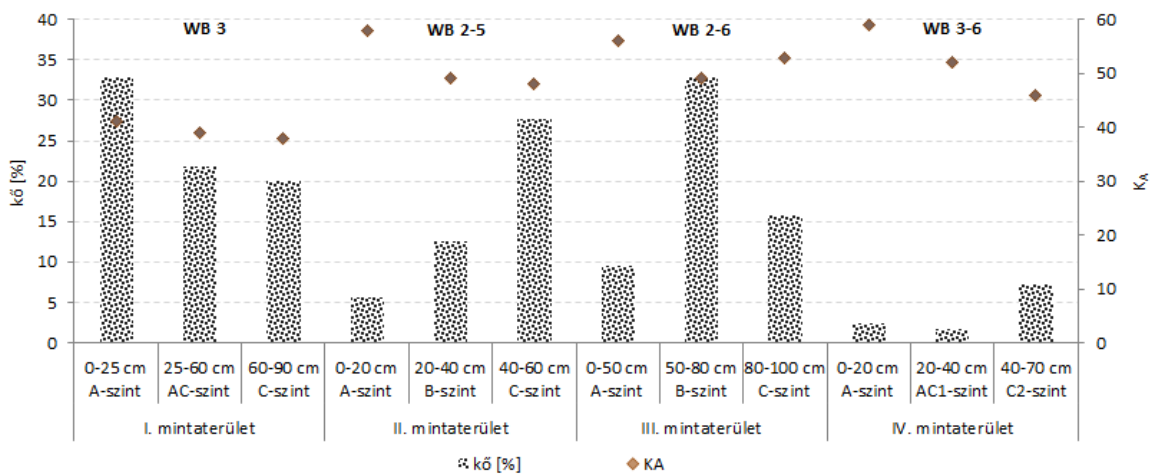
3. ábra A mintaterületek talajainak mésztartalma és kémhatása, valamint a növényfajok WB (relatív vízigény) és RB (talajreakció) ökológiai mutatóinak a területeket leginkább jellemző értékei

Figure 3. Lime content and acidity of soils in sampling areas, as well as the WB (relative water requirement) and RB (soil reaction) ecological indicators of plant species as most characteristic values in the sampling areas



4. ábra A mintaterületek talajainak sótartalma, valamint a növényfajok SB (sótűrés, illetve sókedvelés), WB (relatív vízigény) és RB (talajreakció) ökológiai mutatóinak a területeket leginkább jellemző értékei

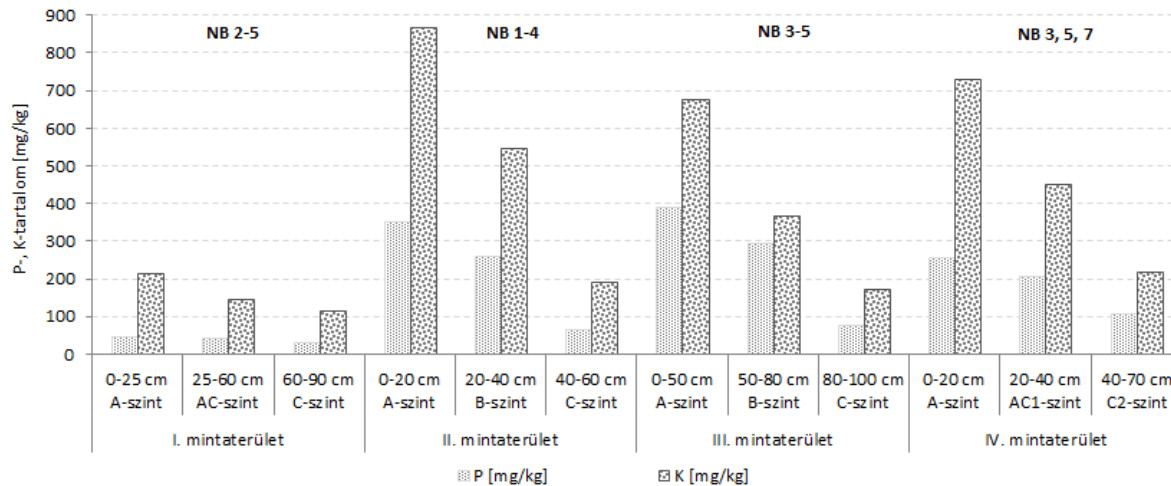
Figure 4. Salinity of soils in sampling areas, as well as SB (salt tolerance & salt preference), WB (relative water requirement) ecological indicators of plant species as most characteristic values in the sampling areas



5. ábra A mintaterületek talajainak Arany-féle kötöttsége és kötöttsége, valamint a növényfajok WB (relatív vízigény) ökológiai mutatóinak a területeket leginkább jellemző értékei

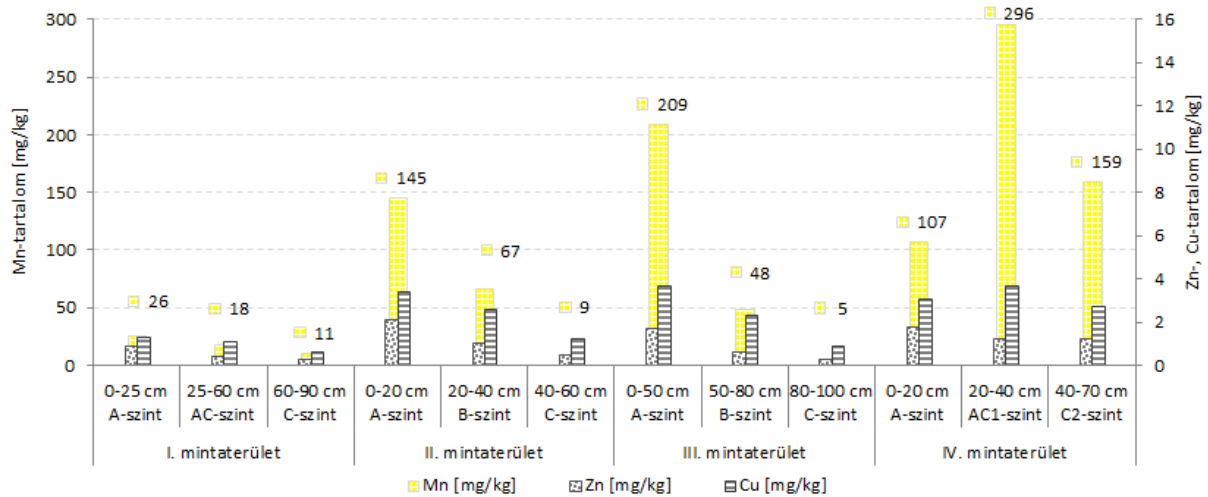
Figure 5. The Arany-type cohesion measure and stone content of soils in sampling areas, as well as WB (relative water requirement) ecological indicators of plant species as most characteristic values in the sampling areas





6. ábra A mintaterületek talajainak P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> és K<sub>2</sub>O tartalma, valamint a növényfajok NB (relatív nitrogén-igény) ökológiai mutatóinak a területeket leginkább jellemző értékei

Figure 6. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> and K<sub>2</sub>O content of soils in the sampling areas, as well as NB (relative nitrogen requirement) ecological indicators of plant species as most characteristic values in the sampling areas



7. ábra Mikroelemek a mintaterületek talajaiban

Figure 7. Microelements in the soils of the sampling areas

A különböző növényfajok számára szükséges vízmennyiség szoros összefüggésben van a termőréteg vastagságával. A mintaterületeken fellelhető növények legnagyobb részben a WB 3–6 érték között vannak jelen, de e tartományon belül a mintaterületekhez köthető megoszlás nagy változatosságot mutat.

A mész befolyásolja a talaj kémhatását, az pedig meghatározza a rajta megtelepedő növényfajokat. A kémhatástól a növények által felvehető tápanyagok mennyisége és minősége is függ. Az összes mintaterület talaja semleges, illetve gyengén lúgos kémhatású (pH 7,06–7,54), ezt az is igazolja, hogy a talajreakció (RB) ökológiai indikátorértéket tekintve az RB 1-3 értéktartományban nem szerepel egyetlen növényfaj sem (az előforduló növényfajok jellemzően az RB 4-8 értéktartományba sorolhatók).

A N a vegetatív részek növekedését serkenti, valamint a termésképzésben is igen nagy szerepet játszik. Továbbá a N-tartalom a vízmennyiséggel is szoros összefüggésben van. A N-igény relatív értékszámai (NB) alapján jól nyomon követhető, hogy mind a négy mintaterületen fellelhető növényfajok széles tartományban (NB 2–7 értékek között) mozognak. A NB 9 érték nem szerepel, mivel egyik mintaterületre sem jellemző a túltrágyázás, ennek okán az azt „igénylő” taxonok sem jelentek meg.

A sótűrés értékszámai alapján szembevetendő, hogy mind a négy mintaterületen egyaránt az SB 0 érték a legmagasabb, majd ezt az SB 1 érték, valamint az SB 3 indikátorértékhez tartozó növények követik. A vizsgált mintaterületeken, az SB 4, valamint az SB 6–9 kategóriákba nem tartozik egyetlen taxon sem. Tehát a növényzet igazolja, hogy a mintaterületekre nem jellemző a szikesedés, vagyis azokban a talajokban, ahol megemelkedett a vízőldható sótartalom, egyértelműen nem másodlagos sófelhalmozódás, hanem más eredetű sófelhalmozódás van (alapkőzet tulajdonságai, Mg hatása, legeltetésből adódó sótöbblet, stb.) és nem szikesedés. Ennek eredete további vizsgálatokat igényel.

A relatív vízigényt talajtani szempontból a termőréteg vastagsága, az Arany-féle kötöttséggel jellemzett textúra, kisebb mértékben a mésztartalom befolyásolja. A legszárazabb az I. mintaterület, ahol a lejtőviszonyok mellett a kavicsosabb-homokosabb szövet, valamint a feltalajban is magas mésztartalom szárazabb élőhelyet hozott létre. A II. mintaterületen az ökológiai mutatók sem igazolják, hogy a többletvízhatás aktuálisan megjelenik a talajokban, tehát a Belső-tó szabályozása szárazabb irányba viszi a talajképződést. Az extrém szárazságot tűrő kakukkfű (*Thymus glabrescens*) megjelenése arra utal, hogy a termőréteg-vastagság a talajtani felvételezéseknél mozaikosabb képet mutat, helyenként sziklás felszínnek vékonyítja le a termőréteget. Az üdőbb élőhelyeket leginkább a tó menti III. és IV. mintaterület reprezentálja, ezeken a helyszíneken azonban nem a vályog kötöttség, a mésztartalom vagy a termőréteg-vastagság szabja meg a nedvességállapotot, hanem a földrajzi pozíció, a talajvízállás és a talajgenetikai folyamatok összhangja.

A relatív nitrogénigény szorosabban a humusztartalommal van összefüggésben, azonban talajtaniilag tágabban értelmezendő: a tápanyag-ellátottságra is kiterjesztendő, amit a talajban tárolt nedvesség (a tápanyagok felvehetősége) is jelentősen befolyásol. Mind a humusztartalom, mind pedig a tápanyagok mennyisége az I. mintaterületen a legalacsonyabb, és a relatív vízigény mutatója is a szárazabb élőhely irányába mutatott. Ennek köszönhetően ezen a területen kevés nitrogént (tápanyagot) mutató NB 2 értékek a jellemzőek. A II., III., IV. mintaterületeken a nitrogénben (tápanyagban) gazdagabb élőhelyeket kedvelő fajok jelennek meg (NB 3), amit a talajtulajdonságok (humusz- és tápanyagtartalom) is igazolnak. A II. és III. mintaterület fajtái jobban mozaikolnak, mint amit a talajtani felvételezés igazol, tehát itt a későbbiekben differenciáltabb, a növényzethez alkalmazkodó talajtani mintavétel lehet szükséges.

A mikroelemek tekintetében a Mn mutatja a legnagyobb szórást, míg a többi mikroelem tekintetében a talajok hiányosak, de ezt a növényzeti kép nem mutatja. A növényi hiánytünetek tekintetében további vizsgálatok lehetnek javasolhatók.

### Összefoglalás

A talaj-növény rendszer mindenkor része az ökoszisztémának. A Tihanyi-félszigeten található Belső-tó mellett elhelyezkedő négy különböző mintaterületen a talajtípusok és az azokat borító vegetáció összetétele között szoros kapcsolat mutatkozik, amelynek komplex tájökológiai vizsgálata elengedhetetlen annak érdekében, hogy a tájat legkevésbé terhelő gazdálkodási mód valósulhasson meg.

Az I. mintaterületen a lejtőhordalék jelleg miatt a szelvény egészében domináns a kő(zet)törmelék jelenléte. A korábban erózióknak kitett terület a botanikai eredmények alapján mára stabilizálódott, de a tápanyag- és vízgazdálkodást a talaj textúrája, a mésztartalom, a humusztartalom, a termőréteg mélysége és a gyenge tápanyagtartalom még kedvezőtlenebbé teszi, ennek megfelelően szárazságtűrő és tápanyagszegény környezetet (is) toleráló növényzet alakult ki.

A II. és III. mintaterületen a jelenlegi magyar szürke szarvasmarha állomány egyedszáma a gyepek fenntartása szempontjából ideálisnak mondható. A II. mintaterület egykor réties,

többletvízhatású talajára a növényzet alapján inkább a szárazodás jellemző, a növényzet mozaikossága mutat rá a kis területen belül is változó talajtulajdonságokra.

A III. mintaterület talaja üdebb termőhelyként írható le, amit a relatív talajvíz, illetve talajnedvesség indikátor számai (WB) is jól mutatnak. Ugyanakkor a fajösszetétel kialakulásában kevésbé a talajtulajdonságoknak, mint inkább a korábbi emberi behatásnak és az aktuális tájhasználatnak van jelentősebb szerepe.

Az antropogén hatások (a korábbi sportpálya, illetve napjainkban a taposás) a talaj szerkezetének romlásához, valamint a gyomfajok elszaporodásához vezettek a IV. mintaterületen. A gyepergenerálódása lassú, a talajban is még az antropogén hatások uralkodnak.

A talaj-növény összefüggések vizsgálata segítségével detektálhatóvá váltak az élőhelyek aktuális, uralkodó változás folyamatai. Rendszeres monitorozással a (káros) folyamatok jól nyomon követhetők, és indokolt esetben tájhasznosítási mód váltása javasolható.

### Irodalom

- Barczy A. 1997: A Tihanyi-félsziget talajai, különös tekintettel a mezőgazdasági hasznosítás lehetőségeire. GATE, Gödöllő, 135 p.
- Barczy A. 2000: A Tihanyi-félsziget talajai. A Bakony természettudományi kutatásának eredményei 24., Bakonyi Természettudományi Múzeum, Zirc (Soils of the Tihany Peninsula and their role in sustainable agriculture), 130 p.
- Barczy A., Tóth T., Nagy V., Penksza K. 2018: Tájhasználat hatása a talaj-növény kapcsolatokra. III. Gazdálkodás és Menedzsment Tudományos Konferencia („Versenyképesség és Innováció”) – Neumann János Egyetem, Kecskemét, 2018. szeptember 27-28., pp. 1197–1203.
- Borhidi A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39(1–3): 97–181.
- Borhidi A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 p.
- Braun-Blanquet, J. 1951: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Aufl., Springer-Verlag, Wien, 631 p.
- Budai T., Csillag G. 1998: A Balaton-felvidék középső részének földtana. A Bakony természettudományi kutatásának eredményei 22., Bakonyi Természettudományi Múzeum, Zirc (Geology of the central part of the Balaton Highland), 118 p.
- Buzás I., Fekete A., Buzás I-né, Csengeri P-né, Kovács A-né (szerk.) 1979: Műtrágyázási és üzemi számítási módszer. MEM Növényvédelmi és Agrokémiai Központ, Budapest, 66 p.
- Centeri Cs., Herczeg E., Vona M., Penksza K. 2009: The effects of land use change on plant-soil erosion relations, Nyereg Hill, Hungary. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172: 586–592.
- Cholnoky J. 1936: Balaton. Budapest, pp. 41–59.
- Finnern, H. 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Verbesserte und Erweiterte Aufl., Hannover, 392 p.
- Grime, J. P. 1979: Plant Strategies and vegetation processes. Wiley, New York, 222 p.
- Kárpáti I., Kárpáti V., Gacsó L., Szeglet P. 1986: Die Vegetationskarte des Inneren und Ausseren Sees in Tihany. BFB-Bericht 58, Illmitz, pp. 55–60.
- Kovácsné Láng E., Török K. (szerk.) 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer III. Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 148 p.
- Lángné Buczko E. 1970: A Tihanyi-félsziget geomorfológiája. In: Magyarázó a Balaton környéke 1:10 000 építésföldtani térképsorozathoz. Tihany. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, pp. 15–36.
- Magyar, V., Penksza, K., Szentes, Sz. 2017: Comparative investigations of biomass composition in differently managed grasslands of the Balaton Uplands National Park, Hungary. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 15(1): 49–56.
- Marosi S., Somogyi S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájának katasztere I-II., MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 1023 p.
- Pápay G., Uj B. 2012: Természetvédelmi élőhely kezelés hatása a gyöngyösi Sár-hegy gyepterületeinek vegetációjára. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 9(1–2):103–117.
- Penksza K., Barczy A., Néráth M., Pintér B. 2003: Hasznosítási változások következtében kialakult regenerációs esélyek a Tihanyi-félsziget gyepeiben az 1994 és 2002 közötti időszakban. *Növénytermelés* 52(2): 167–184.
- Péczy Gy. 1970: A Tihanyi-félsziget éghajlata. In: Magyarázó a Balaton környéke 10:10.000 építésföldtani térképsorozathoz. Tihany. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, pp. 42–46.

- Raunkiaer, C. 1934: *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Introduction by A.G. Tansley. Oxford University Press, Oxford, 632 p.
- Simon T. 2000: *A magyarországi edényes flóra határozója*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976 p.
- Soó R. 1980: *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve VI*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 557 p.
- Stefanovits P. 2003: A talaj-növény kapcsolatáról. *Tájökológiai Lapok* 1(1): 3–6.
- Szeglet, P., Tóth, I. 1991: Offene Wasserflächen im Röhricht des „Ausseren Sees“ bei Tihany. *BFB-Bericht* 77, Illmitz, pp. 165–181.
- Tóth, Zs., Hornung, E., Báldi, A. 2018: Effects of set-aside management on certain elements of soil biota and early stage organic matter decomposition in a High Nature Value Area, Hungary. *Nature Conservation* 29:1–26.
- Török P. (szerk.) 2013: *Gyeptelepítés elmélete és gyakorlata az ökológiai szemléletű gazdálkodásban*. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet, Budapest, pp. 7–10.
- Várallyay Gy. 2003: A talajok környezeti érzékenységének értékelése. *Tájökológiai Lapok* 1(1): 45–62.
- Nemzeti Tájstratégia 2017–2026 2016.: *Földművelésügyi Minisztérium, Nemzeti Parki és Tájvédelmi Főosztály*, Budapest, 85 p.

A szerzők további munkássága elérhető:

<https://m2.mtmt.hu/gui2/?type=authors&mode=browse&sel=authors10001608>

<https://m2.mtmt.hu/gui2/?type=authors&mode=browse&sel=authors10022554>

<https://m2.mtmt.hu/gui2/?type=authors&mode=browse&sel=10001664>

<https://m2.mtmt.hu/gui2/?type=authors&mode=browse&sel=authors10024527>

## LANDSCAPE ECOLOGICAL ASPECTS OF SOIL AND PHYTOSOCIOLOGICAL ANALYSIS ON THE CENTRAL AREAS OF THE TIHANY PENINSULA

A. BARCZI<sup>1</sup>, K. PENKSZA<sup>2</sup>, D. SZALAI<sup>1</sup>, V. NAGY<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences,  
Department of Nature Conservation and Landscape Ecology

2100–Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: [barczy.attila@mkk.szie.hu](mailto:barczy.attila@mkk.szie.hu); e-mail: [szalai.daniel@mkk.szie.hu](mailto:szalai.daniel@mkk.szie.hu)

<sup>2</sup>Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Department of Botany  
2100–Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: [penksza.karoly@mkk.szie.hu](mailto:penksza.karoly@mkk.szie.hu)

<sup>3</sup>University of Szeged, Faculty of Engineering, Technical Institute  
6724–Szeged, Moszkvai krt. 9.; e-mail: [valinagy78@gmail.com](mailto:valinagy78@gmail.com)

**Keywords:** soil analysis, plant associations, soil-plant correlation, landscape ecology

There are several living and non-living natural resources on the Tihany Peninsula, Hungary, which are exposed to natural degradation and human impacts. From the viewpoint of landscape ecology, land use is considered to be appropriate if it does not significantly modify either the ecosystem that defines the character of the landscape or the surface cover, keeping the vegetation as close to the original as possible, and maintaining soil processes as close to natural as possible. A land use impact study was done on soil and plants in four sampling areas near the Inner Lake on the Tihany Peninsula. Soil was sampled for humus content, lime content, acidity, reaction, salinity, Arany-type cohesion measure, stone content, phosphorus pentoxide and potassium oxide, and microelement content. Coenological investigations in 5 quadrates in each sample area was done for plant water requirement, nitrogen requirement, and salt tolerance and preference. From the detailed pedological and botanical analyses, it is concluded that previous land use in the sample areas caused intense degradation: taxa showing degradation are still present. Changes in land use, however, have initiated regeneration processes. One of the advantages of a mosaic land use pattern, supported by previous soil-plant studies, is that it offers a wide range of land use, which helps to identify agricultural practices that pose the least threat to the land. A significant part of the multifunctional soil cover was affected by grazing and tourism in the area. The soil types do not survive in the state they originally developed: in the black meadow soils (Inner Lake) human intervention resulted in compaction, structural disintegration and erosion. The erosion (degradation) of soil was accompanied by a decline in fertile top soil, deterioration of soil structure, and an increase in the ratio of litho-, lithomorph and alluvial soils. Studies have shown that in grazed areas the number of Hungarian grey cattle is ideal for maintaining grasslands.

## ASPECTS OF ASSESSMENT OF ECOLOGICAL IMPACT OF AN ASH-SLUDGE COLLECTOR OF PAVLODAR ALUMINUM PLANT (KAZAKHSTAN)

Zhanat SHOMANOVA<sup>1</sup>, Ruslan SAFAROV<sup>2</sup>, Adai SHOMANOV<sup>3</sup>, Askar TLEULESSOV<sup>4</sup>, Zharas BERDENOV<sup>2</sup>, Lorant DAVID<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Pavlodar State Pedagogical University, 140000–Pavlodar, 60 Mira St., Kazakhstan; e-mail: zshoman@yandex.ruHI@NYZIK

<sup>2</sup>L.N. Gumilyov Eurasian National University, 010000–Nur-Sultan, 2 Satpayev St., Kazakhstan; e-mail: ruslanbox@yandex.ru

<sup>3</sup>Nazarbayev University, 010000–Nur-Sultan, 53 Kabanbay Batyr Ave., Kazakhstan; e-mail: adai\_is@mail.ru

<sup>4</sup>S. Toraigyrov Pavlodar State University, 140000–Pavlodar, 64 Lomov St., Kazakhstan; e-mail: askaralek66@mail.ru

<sup>5</sup>Al-Farabi Kazakh National University, 050040–Almaty, 71 al-Farabi Ave., Kazakhstan; e-mail: dr.david.lorant@gmail.com

**Keywords:** neural network, waste, ash-sludge collector, elemental analysis, Levenberg-Marquardt algorithm

**Abstract:** On the base of samples taken from ash-sludge collector of Pavlodar Aluminum Plant we have created neural network for making forecasts of concentration distributions of different elements compounding production waste of the plant. For every analyzed element separate neural network was created. Levenberg-Marquardt algorithm was chosen for training. Architecture of neural network includes 5 layers, where one layer is input, one – output and three between them are hidden layers. Neural network demonstrates high accuracy on all of three samples of data obtained by means of partitioning of samples taken from different locations of the lake. Much higher concentration in every location is observed for Silicon (Si), Calcium (Ca), Cuprum (Cu) and Ferrum (Fe). The less concentrations were obtained for Manganese (Mn), Vanadium (V), Titanium (Ti), Scandium (Sc), Gallium (Ga). Accuracy of neural network calculations depends on setting parameters such as number of layers, training algorithm.

### Introduction

Artificial neural networks are ones of the most used instruments in the area of machine learning. Neural networks are the systems like our brain, they are destined to model educational process due to determined training procedure. Although neural networks (also known as “perceptron”) exist from the 1940s, they become an important part of researches in the area of artificial intellect only in the last several decades. That is related with development of new method of training of neural networks called as “backpropagation”. Another important occurrence was appearance of levels deep neural networks, where different layers of multilayer network extract various functions until they will not be able to find out what they are looking for. The main task of analytic using neural networks for solving some problems is to create the most effective architecture of neural network, i.e. make right choose of type of neural network, algorithm of its training, number of neurons and types of relations between them. That work does not have formalized procedures, it requires deep understanding of various types of architectures of neural networks and includes large amount of research and analytical work and can take quite a bit of time (Gurney 1997).

### Materials and methods

On the base of samples taken from ash-sludge collector of Aluminum plant we have created neural network for making forecasts of concentration distributions of different elements compounding production waste of the plant. On the stage of training we used coordinates of the places, when we have taken samples for analyses, as input data for neural network. As

well on the training stage we directly set the result, which we are expecting to obtain for current pair of coordinates, for every pair of coordinates from input data. After that, on the base of neural network training algorithm and empirical calculations weight numbers are formed and relevant functions of transitions for every layer of neural network are selected (Chow et al. 2007). This stage is the most complicated because behavior of the network depends on settings data and every change in diapason of input data must be adequately processed by network, and consequently the network must give determined forecasted result.

We used various settings data at creation of distribution map for every element. It is related to the fact that diapason of concentrations of different elements is different, that, consecutively influence weight numbers of different layers, as well activation functions can be different.

For neural network for forecasts of element concentration on input two coordinates are given on input. Hidden layers of neural network consist of determined fixed number  $n$  of neurons, which are grouped with neurons in input and output layers through a matrix of weight numbers. Further, we calculate activation functions for every neuron of hidden layers. Neurons of hidden layer in turn grouped with neurons of output layer through the matrix of weight numbers with dimension  $n \times 1$  (because we have only one neuron of output layer) (Croall and Mason 1992, Fine 1999). After that, based on calculation of activation function on output layer we obtain real number representing approximated value of concentration of given element in coordinates, given in input layer of neural network.

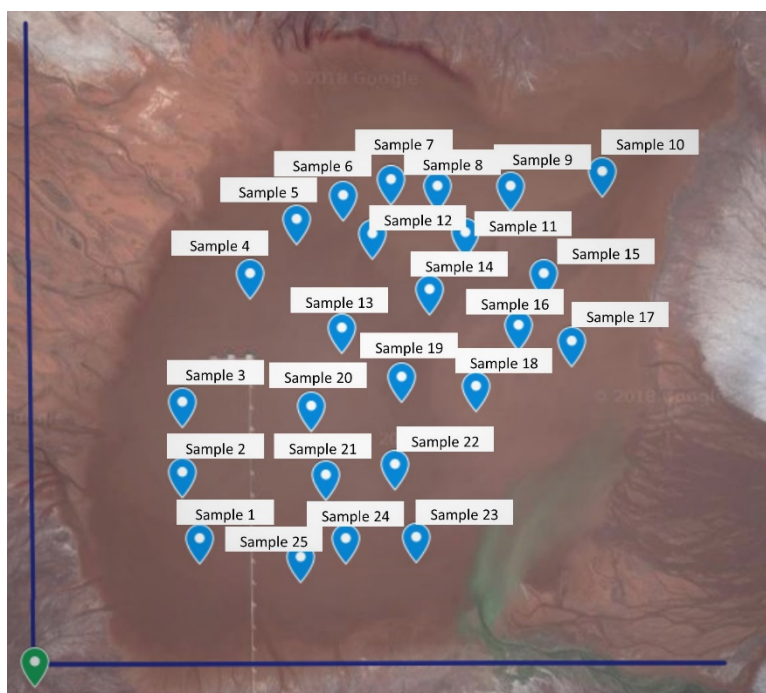


Figure 1. The sampling map  
1. ábra A mintavételek helyszíneinek térképe

Waste sampling for quality and quantity elemental analysis of soils from waste dump of Aluminum plant was carried out according to “GOST 17.4.4.02-84. Soils. Methods of selection and preparation of samples for chemical, biological and helminthological analysis”, “GOST 17.4.3.01-83. Soil. General requirements for sampling”, “GOST 5180-84. Soils. Methods of laboratory determination of physical characteristics”.

The location of the test site was plotted on the map. On the Figure 1 lake, where industrial waste of Aluminum plant is collected, is shown. Points marked on the lake represent locations of sampling for elemental analysis (Figure 1). Corresponding point coordinates are calculated

relatively point (0.0) showed on the map on crossing of two perpendicular line segments representing two orthogonal axes: x and y. The lake has approximate width (axis x) of 760 m and length (axis y) equal to 737 m.

The location of sampling points depends on the configuration of the field. On a narrow, elongated segment, they can be placed along (in the middle) the field. On a wide, near-square field, the optimal arrangement of the sampling points is chess. On very large areas sampling is carried out on one or two diagonals (Mineev 2001). Since the investigated ash-sludge collector has a shape close to the oval, the concentric arrangement of the points was chosen.

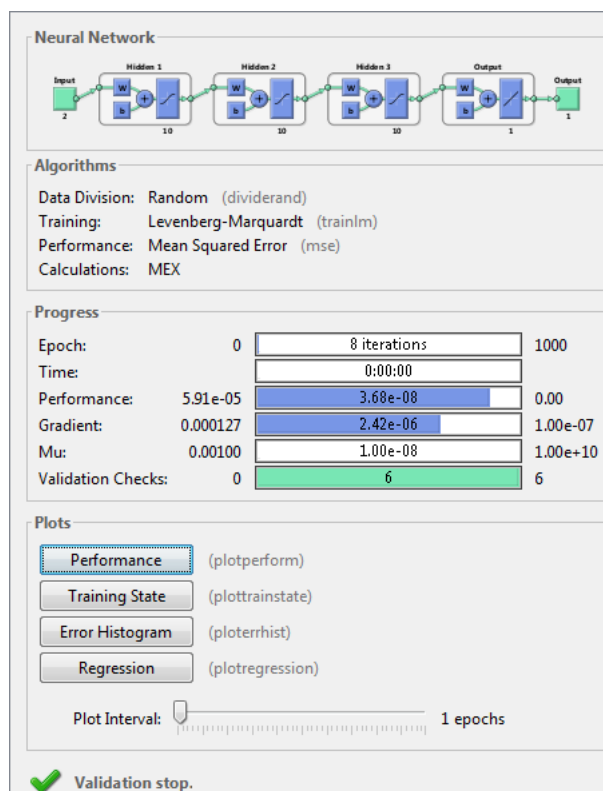


Figure 2. Architecture and setting parameters of neural network for iodine (I)  
2. ábra A jódhálózat neurális hálózatának architektúrája és paraméterei (I)

For every analyzed element separate neural network was created. In every network for all elements architecture was generalized, but input data in training set were different.

Levenberg-Marquardt algorithm was chosen for training. This algorithm usually requires more memory space, but less time for execution. Training automatically stopped when the result is no longer improving as evidenced by an increase in mean square deviation of the sample. It is a modification of the method of gradient descent and the method of confidence intervals.

## Results and discussion

Pavlodar is placed in North-Eastern Kazakhstan. In physical-geographical terms, Pavlodar is located on the West Siberian Plain. Pavlodar has an area of 400 km<sup>2</sup>. Altitude of the center of Pavlodar is of 123±1 m. Type of climate in Pavlodar is abruptly continental.

Pavlodar is one of the biggest industrial hub of Kazakhstan. It has more than 2000 industrial enterprises including gigantic plants like oil refining factory, aluminum plant, electrolysis plant, pipe rolling plant, GRES (a condenser type electricity-only thermal power station), TEC (combined heat and power plants). According to statistics of the region

government the volume of emissions of Pavlodar industrial enterprises is about 600 000 ton per year. It is approximately a quarter of emissions volume in the whole country.

On the figure 3 territory of Pavlodar with adjoined industrial objects – ash-sludge collectors of Pavlodar aluminum plant have shown. The territory of Pavlodar is contoured by red. The territory of studied ash-sludge collector is contoured by orange.

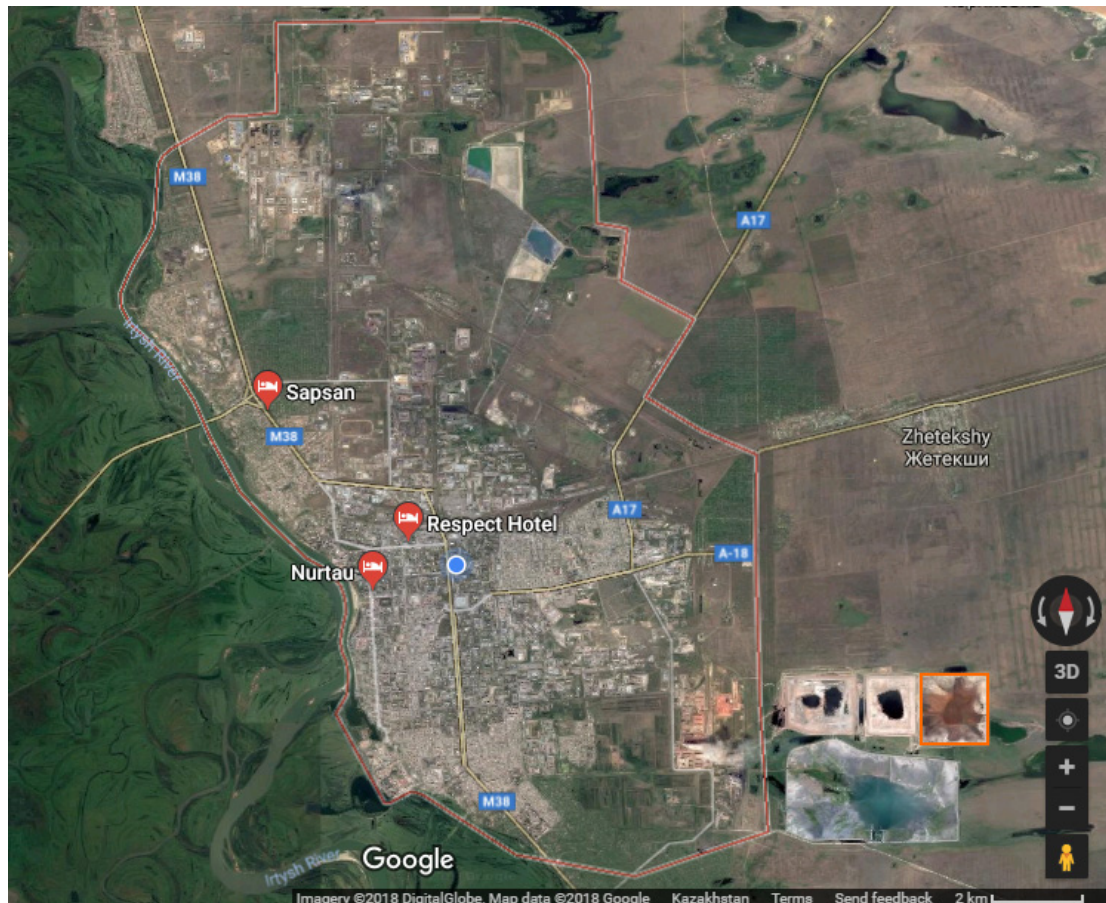


Figure 3. Map of Pavlodar with adjoined industrial objects ash-sludge storages of Pavlodar aluminum plant (the territory surrounded by orange color is the object under study)

3. ábra Pavlodar térképe a szomszédos ipari objektumokkal és a kapcsolódó Pavlodari Alumíniumgyár hamu- és salakiszap tárolóival (a narancssárga színel körbevélve a vizsgálati terület)

Pavlodar aluminum plant is one of the biggest industrial enterprises of the region. It produces 1.4–1.5 million ton of alumina per year. Pavlodar aluminum plant belongs to “Kazakhstan’s Aluminium” corporation. In the BROOK HUNT ratings “Kazakhstan’s Aluminium” corporation is placed on 10<sup>th</sup> position among the World alumina producers with estimated alumina production capacity of 1.5 million ton. In CIS countries “Kazakhstan’s Aluminium” corporation is placed on 1<sup>st</sup> position by sold capacity.

As a result of work of all technological hubs of alumina production there are emissions in atmosphere: suspended solids (dust of bauxite, limestone, coal, alumina), alkali vapor and gases: sulfurous anhydride, oxides of nitrogen and carbon. According to the Department of Environmental Protection, 46 kinds of pollutants get in atmosphere from acting production of the plant. To catch harmful emissions, all technological equipment of alumina production is equipped with gas cleaning devices.

The enterprise has three storages of waste: sludge collector consisting of two parts, ash dump of TEC and departmental landfill of industrial and domestic waste. Sludge is characterized by calcium-silicate content and significant amount of Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (27–32%).



Dicalcium silicate contained in the sludge in significant amounts has great specific surface of particles and shows binding properties. It points on the opportunities of using the sludge as a separate binder or as a component of building binders. “Kazakhstan’s Aluminium” corporation has developed technology of ceramic and clinker brick production, practical possibility of silicate brick production using sludge of alumina production and ash-slag waste of TEC has been shown.

In dumps of Pavlodar alumina plant it was accumulated about 60 million ton of sludge as of December 2000. Annual sludge production volume is 100–120 thousands ton. In order to organize waste free production or to lower amount of waste accumulated in dumps we can use them as secondary raw materials for producing new products like building mixtures or catalysts in some cases. Thus, we can consider dumps as a secondary source of raw materials. For estimation of capacity of the sources, we should know quality and quantity content of these dumps. However, the main difficulty of the task is that distribution of elements in the dump is not uniform. The study of that nonuniformity can be done by two ways. The first method is to get many samples. The more samples you will investigate, the more accurate results about elemental distribution you will get. However, it is very expensive way and it demands a long time. Another way is to get a specified number of samples, perform elemental analysis and put obtained data in a computer model in order to machine predict the distribution character or trends. When we use computers for prediction, accuracy of results will depend on correctness of used mathematic model. Often in present days for analogous calculations, they use computer models named as neural networks or neuronets.

As can be seen from Figure 4 architecture of neural network includes 5 layers, where one layer is input, one – output and three between them are hidden layers.

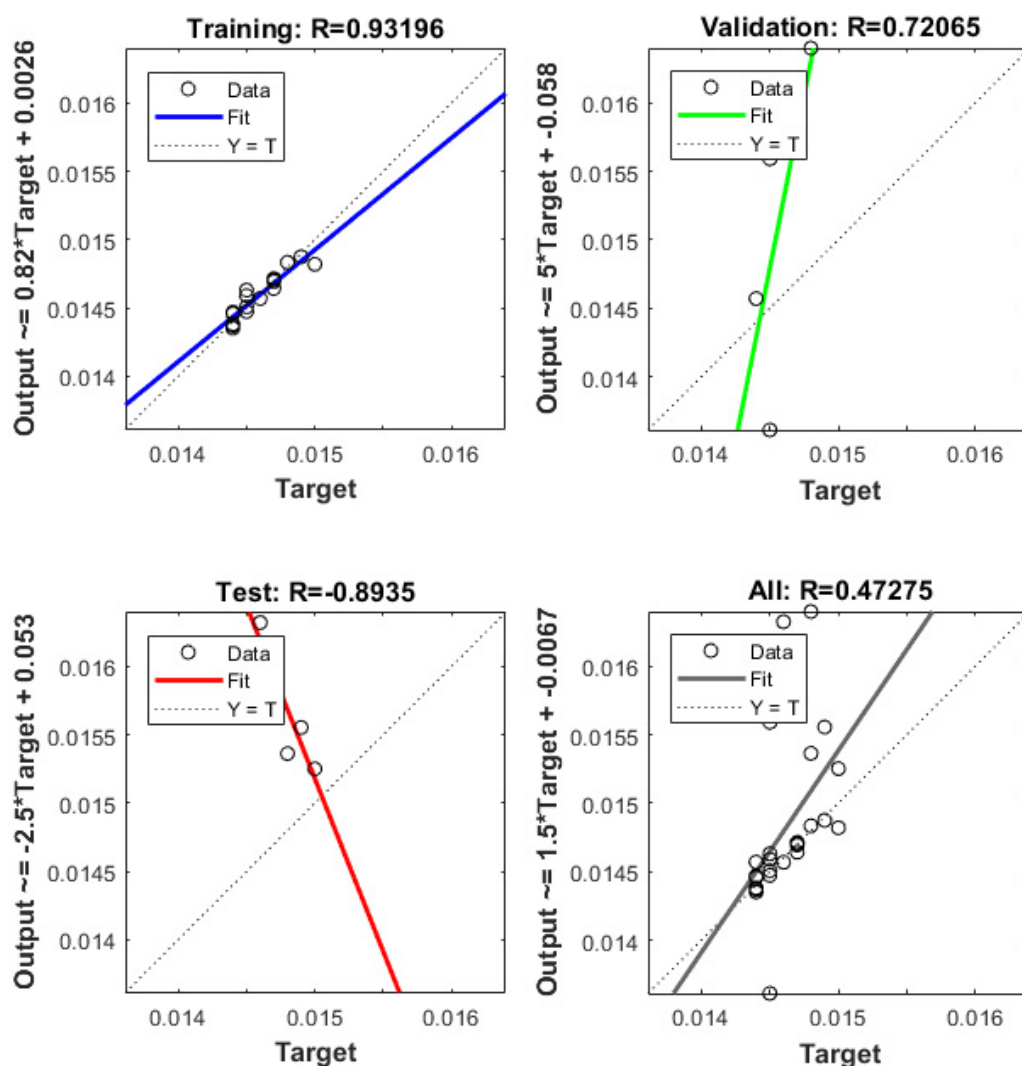


Figure 4. Matching of points in training, validation and test samples with values in points obtained using neural network

4. ábra A pontok összevetése a gyakorlatban, az érvényesítésben és a tesztmintákban a neurális hálózaton kapott pontokban megadott értékekkel

As shown on Figure 4 neural network demonstrates high accuracy on all of three samples of data obtained by means of partitioning of samples taken from different locations of the lake.

Tables 1 to 6 show data about distribution of Cr, Cu, Fe, Ga, Mn, V, obtained using developed neural network. The distribution is represented using concentration of element and relevant coordinates. Figures 5 to 10 show electronic maps of distribution of Cr, Cu, Fe, Ga, Mn, V, obtained using developed neural network. The more concentration of element in specified point, the more red color it has on the map and vice versa. The distribution of values in the Figure 5 obtained by neural network, given the sample points shown in the Table 1, attains a good fit on the sample points, which can be seen from Figure 4. Figure 4 shows how strongly predicted values correlate with the data in the training, validation and test datasets. Neural network model, however, might require more data points to attain even better prediction accuracy.

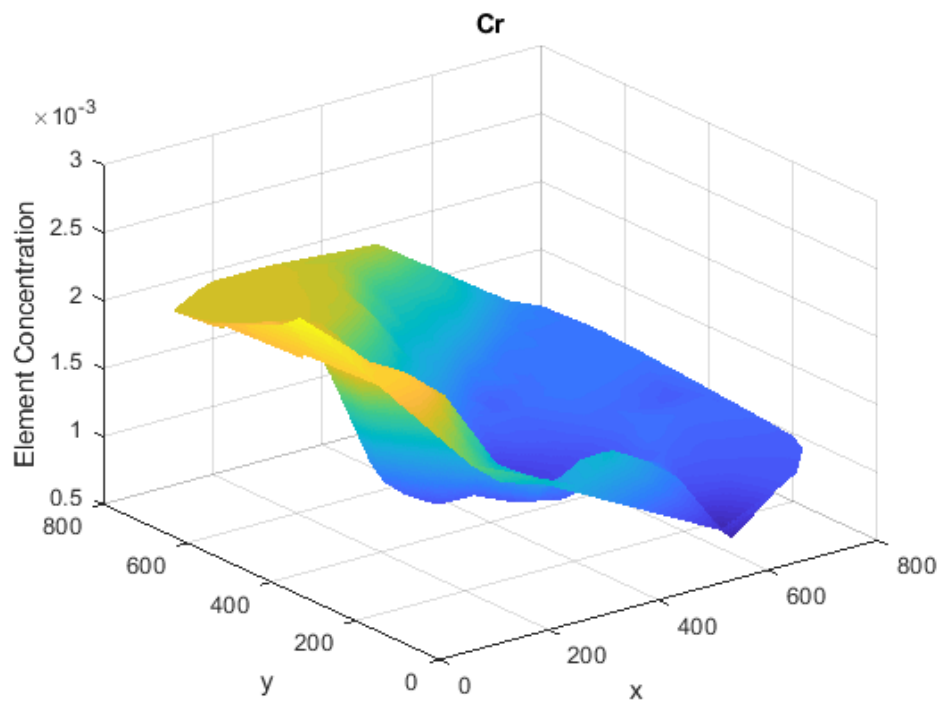


Figure 5. Concentration distribution of chrome (Cr)  
 5. ábra A króm (Cr) koncentráció eloszlása

Table 1. Sample of chrome (Cr) concentrations in various points  
 1. táblázat Példák a króm (Cr) koncentrációra különböző pontokban

x	y	Element concentration
181	125	0.0021
177	197	0.0022
176	275	0.0024
246	428	0.0024
296	488	0.0017
337	515	0.0017
388	535	0.0027
443	526	0.0026
522	525	0.0015
619	542	0.0023
473	475	0.0021
366	475	0.0015
335	368	0.0018
432	412	0.0021
560	428	0.0021
528	373	0.0015
591	354	0.0021
485	304	0.0027
403	314	0.0017
301	284	0.0020
319	206	0.0026
390	219	0.0023
419	140	0.0021
340	137	0.0015
290	117	0.0019

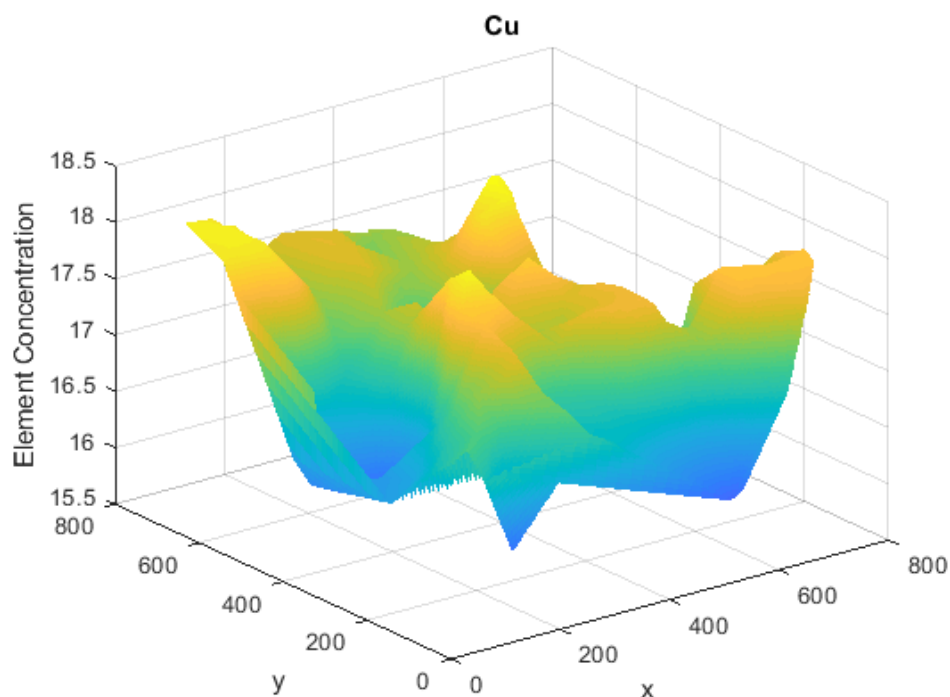


Figure 6. Distribution of copper (Cu) concentrations  
6. ábra A réz (Cu) koncentrációjának eloszlása

Table 2. Sample of copper (Cu) concentrations in various points  
2. táblázat Példák a réz (Cu) koncentrációra különböző pontokban

x	y	Element concentration
181	125	16.3538
177	197	15.6715
176	275	18.5271
246	428	15.7020
296	488	17.1586
337	515	15.5866
388	535	16.0002
443	526	15.7335
522	525	15.8036
619	542	15.8093
473	475	15.2725
366	475	18.6135
335	368	17.8386
432	412	17.8729
560	428	15.7356
528	373	18.6523
591	354	17.2628
485	304	15.2509
403	314	17.6275
301	284	17.2323
319	206	18.5990
390	219	17.9560
419	140	16.7376
340	137	17.8051
290	117	16.7051

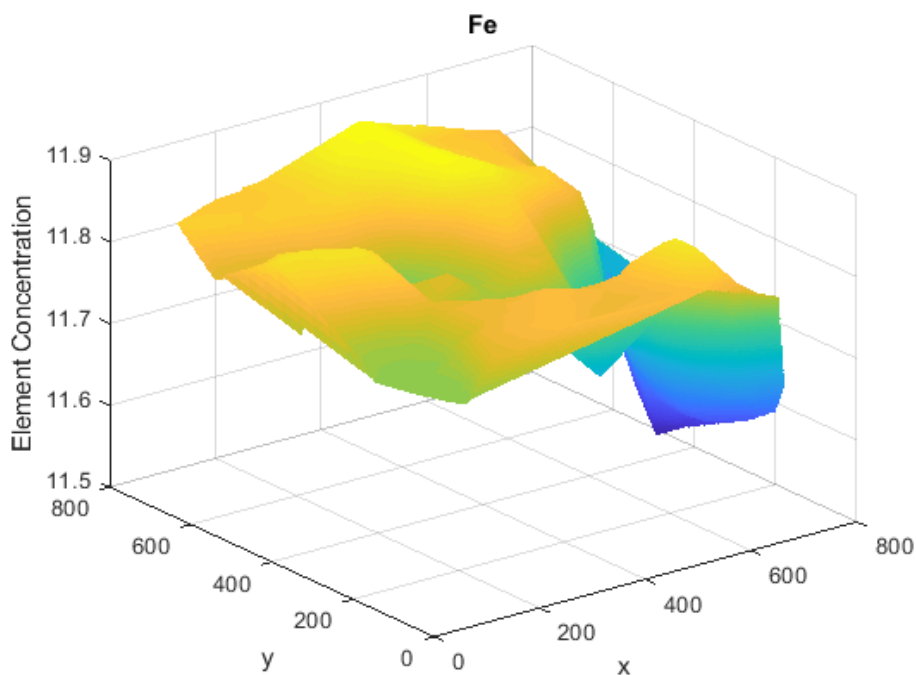


Figure 7. Distribution of iron (Fe) concentrations  
7. ábra A vas (Fe) koncentrációjának eloszlása

Table 3. Sample of iron (Fe) concentrations in various points  
3. táblázat Példák a vas (Fe) koncentrációra különböző pontokban

x	y	Element concentration
181	125	11.4449
177	197	11.4071
176	275	11.4192
246	428	11.4197
296	488	11.4038
337	515	11.4236
388	535	11.3224
443	526	11.4940
522	525	11.4090
619	542	11.4852
473	475	11.4106
366	475	11.5420
335	368	11.4947
432	412	11.5258
560	428	11.3429
528	373	11.3935
591	354	11.3718
485	304	11.3742
403	314	11.4081
301	284	11.5348
319	206	11.4549
390	219	11.4690
419	140	11.3700
340	137	11.4154
290	117	11.4553

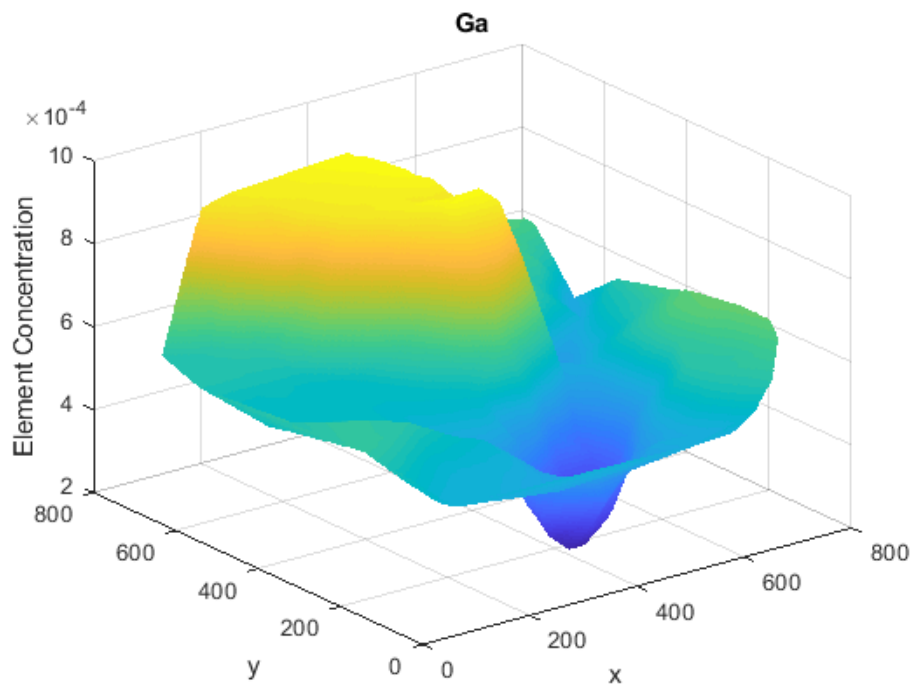


Figure 8. Distribution of Gallium (Ga) concentrations  
8. ábra A gallium (Ga) koncentrációjának eloszlása

Table 4. Sample of Gallium (Ga) concentrations in various points  
4. táblázat Példák a gallium (Ga) koncentrációra különböző pontokban

x	y	Element concentration
181	125	0.0006
177	197	0.0009
176	275	0.0007
246	428	0.0008
296	488	0.0009
337	515	0.0009
388	535	0.0009
443	526	0.0009
522	525	0.0010
619	542	0.0008
473	475	0.0009
366	475	0.0007
335	368	0.0010
432	412	0.0009
560	428	0.0008
528	373	0.0009
591	354	0.0008
485	304	0.0008
403	314	0.0008
301	284	0.0009
319	206	0.0006
390	219	0.0007
419	140	0.0006
340	137	0.0009
290	117	0.0010

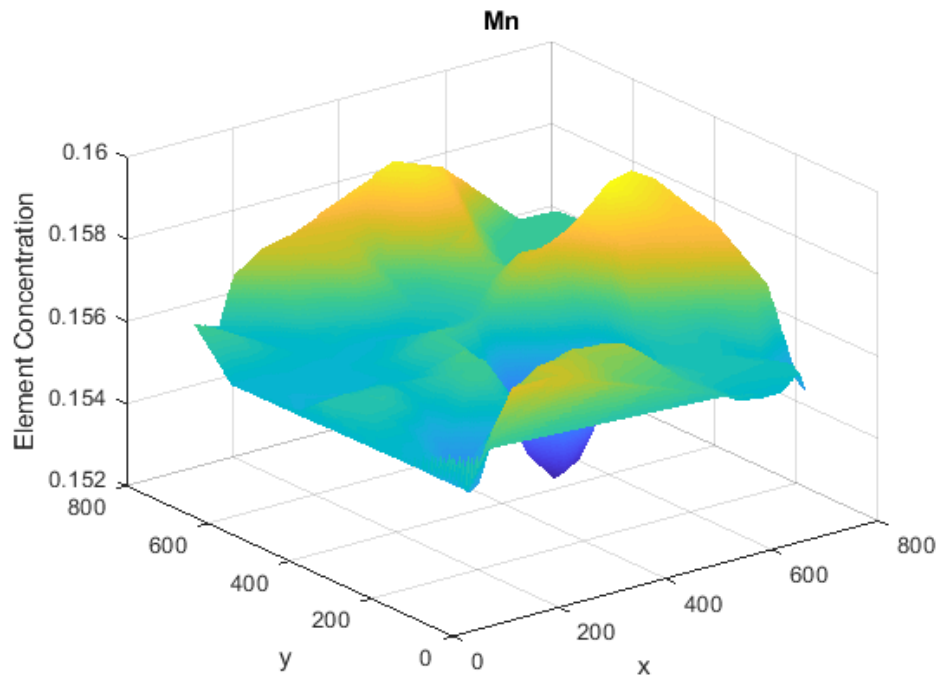


Figure 9. Distribution of manganese (Mn) concentrations  
 9. ábra A mangán (Mn) koncentrációjának eloszlása

Table 5. Sample of manganese (Mn) concentrations in various points  
 5. táblázat Példák a mangán (Mn) koncentrációra különböző pontokban

x	y	Element concentration
181	125	0.1560
177	197	0.1562
176	275	0.1569
246	428	0.1567
296	488	0.1577
337	515	0.1583
388	535	0.1562
443	526	0.1595
522	525	0.1562
619	542	0.1563
473	475	0.1593
366	475	0.1562
335	368	0.1596
432	412	0.1591
560	428	0.1580
528	373	0.1575
591	354	0.1561
485	304	0.1596
403	314	0.1594
301	284	0.1552
319	206	0.1563
390	219	0.1578
419	140	0.1567
340	137	0.1572
290	117	0.1556

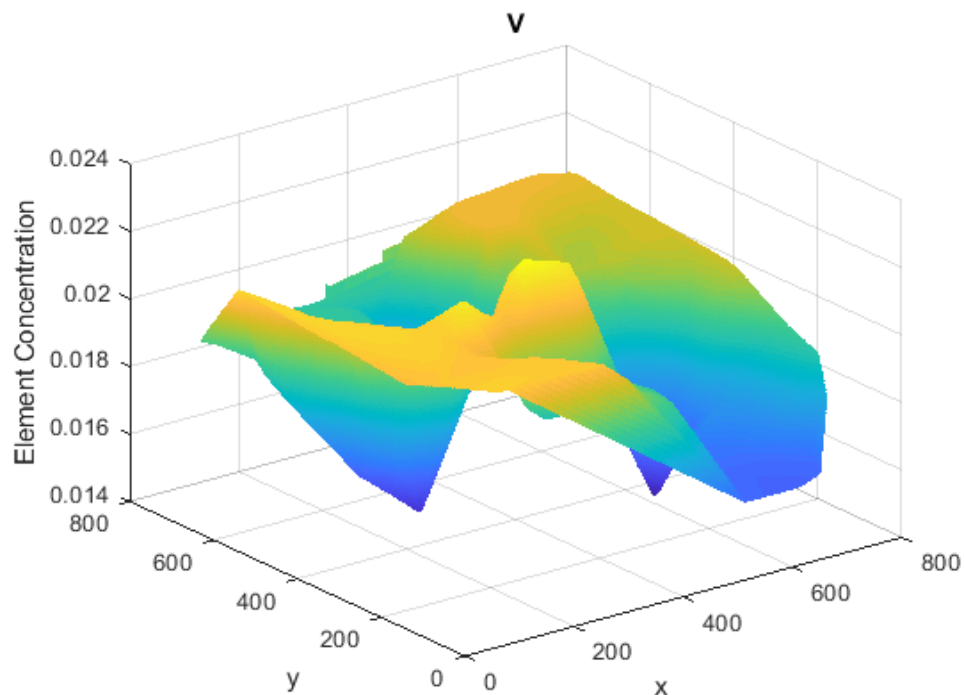


Figure 10. Distribution of vanadium (V) concentrations  
10. ábra A vanádium (V) koncentrációjának eloszlása

Table 6. Sample of vanadium (V) concentrations in various points  
6. táblázat Példák a vanádium (V) koncentrációra különböző pontokban

x	y	Element concentration
181	125	0.0003
177	197	0.0002
176	275	0.0002
246	428	0.0002
296	488	0.0003
337	515	0.0003
388	535	0.0002
443	526	0.0002
522	525	0.0002
619	542	0.0003
473	475	0.0002
366	475	0.0003
335	368	0.0002
432	412	0.0003
560	428	0.0003
528	373	0.0002
591	354	0.0002
485	304	0.0003
403	314	0.0003
301	284	0.0002
319	206	0.0003
390	219	0.0002
419	140	0.0003
340	137	0.0002
290	117	0.0002



## Conclusions

As can be seen from the above data used model is appropriate for prediction of elements distribution on the industrial site of studied landscape. Here we have shown calculated distributions of elements Cr, Cu, Fe, Ga, Mn, V. Used model of neural network has shown that distribution of Cr is characterized by concentration of the metal compositions on the Northwestern part of the collector with maximal concentration about 0.0027%. However, that nonuniformity of distribution is not significant because of very low concentration of the element even in maximal points. The same we can say about Mn, it has two maximal concentration points on the North and Southwest parts of the dump, but the concentrations are too low.

The most uniform distribution was obtained for Fe. This element presents in the content in every calculated point at concentration of about 11.5%. Also good distribution was obtained for Cu, but content changed from 15% to 18% with different dependences. Elements V and Ga were found in traces amounts.

Thus, we can say, that more important elements from concentration point of view are Fe and Cu. They present in the waste content preferable in oxide forms. Usually oxides of iron are not considered as toxic compounds. However, iron oxide in large volumes can lead to serious consequences for the environment. The flooding of iron mines into ponds, rivers and lakes can result in huge amounts of iron, which can lead to fish poisoning and environmental pollution. Iron molecules react with oxygen, resulting in the formation of a solid iron oxide of yellow color, which falls on the bottom of water bodies and pollutes them. Yellow iron oxide smothers aquatic life and fauna, killing fish and underwater plants. Iron oxide can cause breathing problems and aggravate asthma, allergies and sinusitis.

One of the causes of toxicity of Cu is that it belongs to elements intensively accumulating in plants. Because of that, plants have intoxication symptoms appeared: leaf chlorosis, poor development of the root system, tissue damage occurs, changes in the permeability of cell membranes and inhibition of photosynthetic processes, seed germination slows down. Copper belongs to group of elements necessary for live organisms. At the same time, excess of copper has a harmful effect on the body warm-blooded. Copper refers to a group of highly toxic metals that can cause acute poisoning of humans and animals, and have a wide range of toxic effects with a variety of clinical manifestations.

The obtained results point out that development of ways to utilization of the waste from studied dump of Pavlodar aluminum plant is should be continued. Solving of the problem is of very high importance for Pavlodar region.

## Acknowledgments

This research was supported by Ministry of Education and Science of Republic of Kazakhstan.

## References cited

- Chow W.S., Tommy W.S., Chow S-Y.C. 2007: Neural Networks and Computing: Learning Algorithms and Applications. Imperial College Press: London, Great Britain, 322 p.
- Croall I.F., Mason J.P. 1992: Industrial applications of neural networks: project ANNIE handbook. Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg, Germany, 297 p.
- Fine T.L. 1999: Feedforward Neural Network Methodology. Springer-Verlag: New York, USA, 340 p.
- GOST 17.4.4.02-84. Soils. Methods of selection and preparation of samples for chemical, biological and helminthological analysis. (in Russian)
- GOST 17.4.3.01-83. Soil. General requirements for sampling. (in Russian)
- GOST 5180-84. Soils. Methods of laboratory determination of physical characteristics. (in Russian)
- Gurney K. 1997: Introduction to Neural Networks. Taylor & Francis Group: New York, USA, 148 p.

Mineev V.G. 2001: Practical work on agrochemistry. Publishing house of Moscow university: Moscow, Russia, 689 p. (in Russian)

### SZEMPONTOK A KAZAKHSZTÁNI PAVLODARI ALUMINIUMGYÁR HAMU-ISZAP GYŰJTŐJE KÖRNYEZETI HATASAINAK ÉRTEKELÉSÉHEZ

Z. SHOMANOVA<sup>1</sup>, R. SAFAROV<sup>2</sup>, A. SHOMANOV<sup>3</sup>, A. TLEULESSOV<sup>4</sup>, Z. BERDENOV<sup>2</sup>, L.  
DÁVID<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Pavlodar State Pedagogical University, 140000–Pavlodar, 60 Mira St., Kazakhstan; e-mail:  
zshoman@yandex.ru HI@NYZIK

<sup>2</sup>L.N. Gumilyov Eurasian National University, 010000–Nur-Sultan, 2 Satpayev St., Kazakhstan; e-mail:  
ruslanbox@yandex.ru

<sup>3</sup>Nazarbayev University, 010000–Nur-Sultan, 53 Kabanbay Batyr Ave., Kazakhstan; e-mail: adai\_is@mail.ru

<sup>4</sup>S. Toraigyrov Pavlodar State University, 140000–Pavlodar, 64 Lomov St., Kazakhstan; e-mail:  
askaralek66@mail.ru

<sup>5</sup>Al-Farabi Kazakh National University, 050040–Almaty, 71 al-Farabi Ave., Kazakhstan; e-mail:  
dr.david.lorant@gmail.com

**Kulcsszavak:** idegpálya hálózat, hulladék, hamu-iszap gyűjtő, összetevő elemzés, Levenberg-Marquardt algoritmus

**Összefoglalás:** A Pavlodari Alumíniumgyár hamu-iszap gyűjtőjéből szerzett minták alapján elkészítettünk egy idegpálya hálózati modellt, amely segítségével előre jelezhető a termelés során keletkező hulladék anyagok koncentrációja és mennyisége. Minden egyes elem külön idegpálya modellen van reprezentálva. A modellt a Levenberg-Marquardt algoritmus vezérli. Az idegpálya 5 szintből áll, az első a bemenet, az ötödik a kimenet, köztük pedig 3 rejtett szint található. Az idegpálya modell nagy pontossággal elemzi a tó különböző részeiről beszerzett mintákat. Az elemzés kimutatja, hogy nevezett helyeken nagy fokú a szilícium (Si), kalcium (Ca), réz (Cu), és vas (Fe) koncentráció, ugyanakkor a mangán (Mn), vanádium (V), titán (Ti), szkandium (Sc) és gallium (Ga) kisebb mennyiségben van jelen. Az idegpálya modell pontosságát meghatározó tényezők között említendő a rétegek, vagy szintek száma, illetve az irányító algoritmus.

## NAGY TEREPI FELBONTÁSÚ ÉS FREKVENCIÁJÚ LÉGI FELMÉRÉSEN ALAPULÓ MONITORING-HÁLÓZAT KIÉPÍTÉSI MÓDSZERTANA

BAKÓ Gábor

Interspect Kft.

2314 Halásztelek II. Rákóczi Ferenc út 42., e-mail: bakogabor@interspect.hu

**Kulcsszavak:** természetvédelem, nagyfelbontású légi távérzékelés, tájvédelem, élőhely, ortofotó

**Összefoglalás:** Egy olyan monitoringhálózat-típus módszertani felépítését ismertetjük, amely extrém nagy felbontású légi távérzékelési állományok segítségével, részletes terepi vizsgálatokkal és retrospektív adatgyűjtéssel tárja fel a tájrészletre jellemző foltok állapotát. Így a kontinens és tagállam léptékű vegetáció-, élőhely- és biodiverzitás-monitorozó hálózatokhoz kapcsolódva, új léptékben szolgáltatathat adatokat. Az eljárás legfontosabb elvei közé tartozik a zavarásmentes műszaki megvalósítás, illetve az interdiszciplináris kiértékelés, a gyakorlatorientált szempontrendszer, a fenntartható gazdálkodási struktúrák, valamint a környezet- és természetvédelem releváns kérdéseinek megválaszolása érdekében. Az eljárás tesztelése 2018-ban 15 helyszínen vette kezdetét a 2008 és 2018 között kidolgozott műszaki alapokon. A tapasztalatok megerősítették, hogy az extrém nagy felbontású légi felmérési gyakorlat költséghatékonyan és akadálymentesen alkalmazható a mintaterületek számának radikális növekedése esetén is.

### Bevezetés

Mivel a biodiverzitás- és élőhely-csökkenésből eredő folyamatok káros hatást gyakorolnak a tagállamok gazdaságára, így a piacközponitú társadalmak jövőbeli sikerei is az ökoszisztémák védelmén és szolgáltatásaik fenntartásának segítségével múlnak (Harmon 2007). Ahhoz, hogy gazdasági helyzetünket hosszú távon megőrizzük, vagy javíthassuk, ezen szolgáltatások mibenlétét időben fel kell ismerni, amiben az ökológiai monitoring hálózatok kulcsszerepet töltenek be (Lorimer 2018).

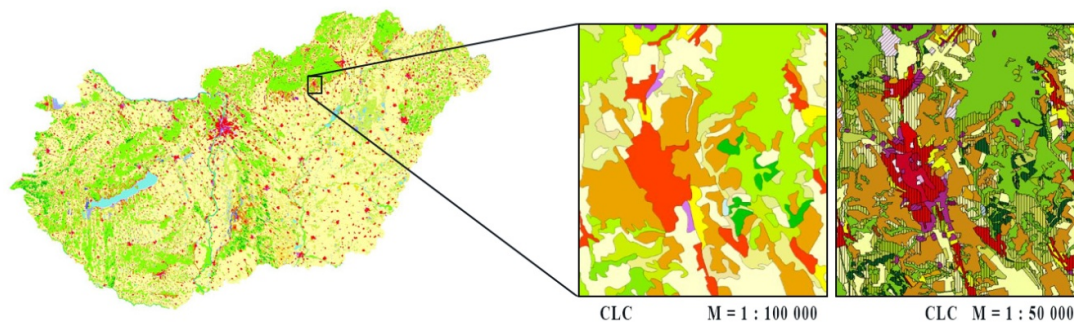
A bemutatásra kerülő projekt célkitűzése, hogy minél több tájrészlet és élőhely típus állapotát jól dokumentálhatóan nyomon kövessük az élhető környezet, a magyar táj változatosságának megőrzése, az őshonos flóra és fauna védelme érdekében. A monitoring hálózat elsősorban a természeti értékek védelmében, valamint a természeti erőforrás-gazdálkodásban lényeges folyamatok vizsgálatára szolgál. A módszer feladata, hogy válaszokkal szolgáljon a gyakorlati szakemberek számára és az országjelentések kapcsán felmerülő kérdésekre, másrésztől – a megelőzést segítő – időben jelezze a környezeti degradációt. A rendszer tervezése során fontos, hogy minél nagyobb tudományos célterületeket lásson el releváns adatokkal, tehát kiemelten támogassa az igény-vezérelt kutatási területeket (Opdam 2018), és megalapozott információkat biztosítson a jövőkutatás (Bakó 2014a), a kilátások feltérképezésén dolgozó szakemberek részére a fenntartható gazdálkodást megalapozó döntések érdekében (Bakó 2018).

A természeti és kultúrtörténeti értékek, ökoszisztéma szolgáltatások védelméért dolgozók gyakran kényszerülnek e tevékenységek széles körben történő elfogadtatását gazdasági érvekkel alátámasztani (Daily és Ellison 2002). A sűrű mintavétel, gyors helyzetértékelés, az információk szabad áramlása és az adatok térbelisége meghatározó szerepet tölt be egy előrejelző és helyzetértékelő rendszer felépítésénél. A kellően nagy részletességű légi adatgyűjtés jól dokumentálható módon biztosíthat lehetőséget a környezeti változások rögzítésére, ugyanakkor a tagállamok teljes területére gazdaságosan nem végezhető el (Fernandez-Guisuraga et al. 2018, Gann és Richards 2013, Dandois és Ellis 2013), ráadásul a legtöbb esetben nem nélkülözheti a helyi természetvédelmi örök, kutatók bevonását és terepi munkáját. Ennek köszönhető, hogy 2008-ban az Európai Unió irányelveket és az utóbbi

évtizedekben kialakult hazai jogszabályokat támogató komplex megfigyelési stratégia kidolgozásába kezdtünk, egyre több kutató és intézmény bevonásával. A technológia fejlődésével új, költséghatékony eljárás kidolgozására került sor, amely jól illeszkedik a meglévő, más módszerekkel működtetett felmérések és adatbázisok mellé, számos új elemmel kiegészítve azokat.

A legújabb légi felmérési technológiák lehetővé teszik a hálózatszerűen elhelyezkedő, kiemelt fontosságú kutatási területek nagyfelbontású feltérképezését. A periodikusan végzett térképezéssel olyan monitoring-hálózat építhető ki, amellyel elemezhetők az egyes mintaterületek valamint környezetük állapotváltozása, így idejekorán kimutatja a tájban jelentkező anomáliákat. A rendszer szervesen beépül a hagyományos kontinens és tagállam léptékű távérzékelési adatok mellé, pontosítva azok lokális információtartalmát, míg az előbbieket kiterjesztik a foltokban vizsgált paramétereket a hálózat által nem érintett területekre vonatkozóan.

A távérzékeléssel támogatott adatgyűjtés részletessége három fő szintre tagolható. Ezek a szintek egymást is támogatják. A műholdas, kontinens szintű vizsgálatok olyan felszínborítási adatbázisokkal gazdagítják a döntéshozók eszköztárát, mint például a CORINE Land Cover (Büttner és Kosztra 2017), vagy egyéb, kisleptékű tér adatok (Bakó 2014b). Az 1. ábra kétféle részletességi szintet mutat be a CORINE Land Cover tér adatbázisból.



1. ábra A CORINE Land Cover 1:100 000 és 1:50 000 léptékű változatainak részletessége  
 Figure 1. The resolution of CORINE Land Cover 1:100 000 and 1:50 000

Az utóbbi években sok változás volt a kontinens léptékű elemzések részletességében és lehetőségek sora merült fel az új stratégiák kapcsán (Bakó 2014c), ezek alapvetően a műholdas földmegfigyelésre épülnek. Abban minden résztvevő véleménye egyezik, hogy a tagállami szintű közigazgatási feladatok ellátását ezek a tér adatok önmagukban még nem támogatják kellőképpen, a részletességükből és céljukból eredően. Éppen ezért a tagállamok országos léptékű (40–10 cm terepi felbontású) légi felméréseket végeznek (2. ábra) a közigazgatási és a közszolgálati feladatokhoz, így ezek az ortofotók a naprakész térképesség alapvető elemei (Bakó et al. 2014a, Bakó 2014c).

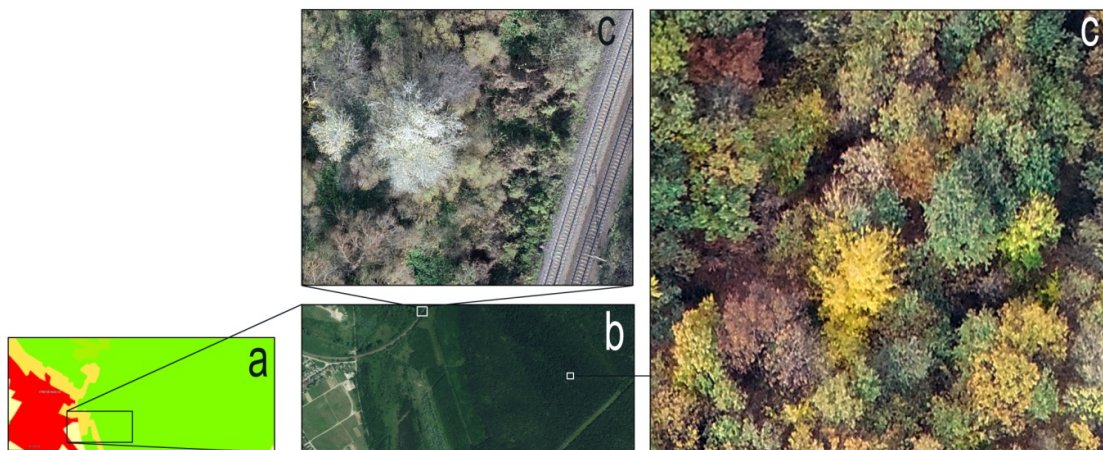


2. ábra Repülőgépes felvételezésen alapuló ortofotó és kataszteri térkép  
Figure 2. Ortho-image and cadastral map of a city based on classic aerial photogrammetry



3. ábra A centiméter felbontás-tartomány új tudományos eredmények lehetőségét jelenti a különböző kiértékelési szempontrendszeret alkalmazó kutatók számára  
Figure 3. The range of centimeter spatial resolution carries a potential to new scientific results for different evaluation criteria

A nagyfelbontású lokális felmérések 0,5–5 cm terepi felbontású légi térképei (3. ábra) a kiemelt fontosságú, vagy a tájegységet jól jellemző néhány hektáros területek periodikus ellenőrzésén keresztül a legrészletesebb légi távérzékelte adatokat szolgáltatják a felszínről (Bakó 2013b). A kisebb felbontású, országos és kontinens léptékű felmérések térben kiterjesztik a nagyrészletességű foltokban megismert jelenségek és objektumok feltérképezését (Fülöp et al. 2015), mert a nagy terepi felbontású képeken tapasztaltakkal validálható a kis- és a közepes felbontású felvételeken észlelhető jelek egy jelentős része (4. ábra).



4. ábra A kontinens (a), az országos (b) és a területi léptékű (c) részletesség összehasonlítása  
 Figure 4. Comparison of spatial resolutions at continent (a), national (b) and research site (c) level

Fontos szempont a magyar táj rohamos átalakulásának dokumentálása, az inváziós növényfajok terjedésének, a mikroklíma megváltozásának és a változó gazdálkodásból következő jellegzetes folyamatok monitorozásán keresztül. A célunk egy olyan hálózat módszertanának kidolgozása volt, amely választ kínál a fenntartható tájgazdálkodás legsürgetőbb kérdéseire, országos lefedettséget biztosít, objektív, jól dokumentálható és visszaellenőrizhető. Biztonságos természet- és környezetvédelmi jelzőrendszert képez, amellyel, hogy a legkevésbé sem avatkozik bele a vizsgált közegbe. Információkkal látja el a döntéshozókat, látványos és gyors eredményeket produkál, naprakészen tartja az adatokat. Mindeközben új tudományos eredményeket kínál a léptékből és a számos bekapcsolható szakterületből eredően, ugyanakkor illeszkedik a bevált monitoring rendszerek sorába, kiegészítve azokat, redundáns adatgyűjtés nélkül.

### Anyag és módszer

A légi felmérés terepi felbontás kategóriái a korábban folytatott léptékvizsgálatok (Bakó 2010) alapján és a publikált műszaki háttér (Bakó 2013a) ismeretében kerültek megválasztásra. A felvételezett területek kijelölésénél fontos, hogy megtalálhatók legyenek azok a tájkarakter elemek, amelyek a vizsgálati foltot tartalmazó tájrészletben jellemzők. A reprezentáns elemek, tájjellemzők megjelenése lényeges a nagyobb tájrészlettel kapcsolatban levonható következtetések szempontjából. A hálózat felépítésekor három terepi felbontás kategóriában jelölhetők ki területek (1. táblázat). Az ortofotó sorozatok mellett szintén teljes területfedéses oblique felvételek is készíthetők. Az oblique termékek olyan fotogrammetriai feldolgozáson átesett felvételek, amelyeket az ortofotókhoz hasonlóan egy blokkban, sugárnyaláb kiegyenlítéssel georeferálnak, de mivel ferde mérőkamera-állással fényképezték őket, az objektumok felülről-oldalról is megtekinthetők ezeken a perspektív látványt nyújtó fotó-térképeken. A színezett háromdimenziós pontfelhő a háromdimenziós teret adja vissza felületmodell formájában.

1. táblázat A hálózat terepi felbontás kategóriáinak gazdaságos foltmérete, átlagos négyzetes hibája (RMS), digitális állományai és felhasználási területei

Table 1. The study area size, the root mean square error, the digital product and the area of use of the three spatial resolution categories of the monitoring network

Kategória	Terepi felbontás	Vizsgálati folt mérete	Geometriai pontosság	Állományok	Területtípus
I.	0,5 cm	Költőtelep méretéhez igazítva	RMS = 20 cm	teljes területfedéses ortofotók	vízimadár költőtelepek
II.	2 cm	200 × 300 m	RMS = 20 cm	teljes területfedéses ortofotók, oblique fotogrammetriai termékek és háromdimenziós modellek	A tájrészlet szempontjából reprezentatív módon elhelyezkedő, tetszőleges tájolású sáv
III.	4 cm	100 × 2000 m	RMS = 20 cm	teljes területfedéses ortofotók, oblique fotogrammetriai termékek és háromdimenziós modellek	A tájrészlet szempontjából reprezentatív módon elhelyezkedő, tetszőleges tájolású és oldalárányú terület

A felvételezéshez közepes és nagysebességű merevszárnyú repülőgépeket alkalmazunk. Az alkalmazott mérőkamerák lehetővé teszik az I. kategóriába eső felvételezés elvégzését 220 km/h, a II és III. kategóriába eső felvételezést 820 km/h repülési sebesség mellett, képvándorlás nélkül, és a sztereo felvételek közötti legalább 65% átfedéssel. Mivel az elérhető repülőgépekkel az időjárási anomáliák mellett 650 km/h repülési sebesség tartható, valamint a 85% feletti soron belüli átfedés pontosabb és kevesebb utómunkával járó feldolgozást tesz lehetővé, a felmérendő területeket érdemes ilyen 240–650 km/h sebességtartományban felfűzni a repülési útvonalra. Ezzel rengeteg időt és üzemanyagköltséget takaríthatunk meg a repüléseknél, illetve még nagyobb költségmegtakarítás mutatkozik a fotogrammetriai képfeldolgozás esetében.

A felvételek feldolgozása részben automatizálható a direkt tájékozás bevezetésével. A külső tájékozási adatok mérése és képekhez csatolása azért is nélkülözhetetlen, mert számos mintavételi területen (például lápok, vizes élőhelyek esetében) lehetetlen illesztő pontokat mérni. Az illesztő pontok kihelyezése, előre jelölése és geodéziai bemérése eleve bolygatást okozna a területeken, és radikálisan megnövelné a költségeket is. Ezért a felmérések kezdeti, műszerfejlesztési költségének emelésével elérhető, hogy a rutinszerű gyakorlati feladatvégzés költséghatékonyan menjen végbe.

Ugyancsak nagyobb kezdeti befektetést igényelnek azok az objektívek is, amelyekkel a 0,5 cm terepi felbontás 800 m terepfelüli repülési magasságból, éles és megfelelő színvisszaadású felvételezéssel kivitelezhető. A tömegük is 5000 g fölötti, így a kisméretű pilóta nélküli repülőeszközöket (mikro UAV) kizárják. Ez a felszerelés azonban a zavarásmentes vizsgálat alapfeltétele, és a sok száz felmérendő pont esetében így is olcsóbb a helyszínek néhány útvonalra történő felfűzése repülőgéppel, mint a hónapokig végzett UAV fényképezések. A jogszabályi környezet is a repülőgépes felmérésnek kedvez, és nem csak azért, mert az UAV-al történő munkavégzésnek bonyolult, költséges és hosszadalmas az engedélyeztetése, de a védett területek fölé kijelölt 300 és 450 m alatti repülési tilalom is azoknak a repülő eszközöknek kedvez, amelyek a nagytömegű, magasról is nagy terepi felbontású képeket készítő szenzorokat hordozni képesek. Tapasztalataink szerint a 60–120

méteren végzett UAV repülések minden esetben zavarják az emlősöket és a madarakat (5. ábra), így a 300–450 m repülési tilalmat (26/2007. (III. 1.) GKM-HM-KvVM) megalapozottnak találtuk.



5. ábra Az állatokat zavarja a drónok átrepülése  
Figure 5. Grey herons disturbed by overflying drones

Az ortofotókat kiegészítik a vízszintestől 25–45°-os szöget bezáró kameratengelyű oblique felvételek, azaz ferde tengelyű fotogrammetriai termékek, amelyek nemcsak a térmodellek részletességét és pontosságát, növényzetbe látását növelik meg, de a kiértékelők nagyobb távolságból, alacsonyabb betekintési szögéből is ellenőrizni tudják az ortofotókon látottakat. A felmérés megtervezésekor költségoptimalizálási és repülésbiztonsági szempontból is lényeges a kijelölt kutatási területek megfelelő sorrendű felfűzése a repülési útvonalra.

A felvételek feldolgozása sík területek esetében a domborzati szűrésekig teljesen automatizálható, míg hegyvidéki területek esetében több beavatkozást igényel. A kidolgozott ortofotók mozaikolását a későbbiekben nem javasoljuk, mert a modern térinformatikai szoftverek és számítástechnikai kapacitás jobb információnyerési és ellenőrzési lehetőséget kínál a felvételek összeolvasztása nélkül. A térinformatikai szoftverben a képkészítési helyeiken megnyíló, szabatos ortofotók egymás fölé rendeződnek. A képek alá lapozva akár 14 nézőpontból is megtekinthető egy adott fa, vagy nagyobb testű állat. Ilyen módon az adott képről bizonytalan észlelés az adott térpontot tartalmazó többi ortofotó vizsgálatával pontosítható.

A felvételeket az adott terület szempontjából meghatározott kiértékelési sorokkal vizsgálják, vektorgrafikus tematikus céltérképek és a szükséges statisztikai adatok kinyerése érdekében. Például a vadszámlálás és lombkorona dinamika, erdészeti lék és erdőszegély vizsgálatok, gyepdinamika felmérések, szennyezettség értékelés évente, a nádas felmérés öt éves periódusokban javasolt. A monitoring-hálózat alkalmas a tájkarakter fennmaradásának



vizsgálatára, az erdőszerkezetre vonatkozó elvárások elérésének és természetvédelmi korlátozások betartásának ellenőrzésére, a fertőzések és özönnövények korai észlelésére.

### A monitoring-hálózat alappillérei

- Koordinátor

Olyan szervezet, amely koordinálja a légi felméréseket, valamint a hozzájuk tartozó terepi szakértői vizsgálatokat és a kiértékelést. Az adatbankot saját szerverein open access módon szolgáltathatja a kutatóintézetek, egyetemek és bármely résztvevő számára.

- Légi felmérési kapacitás

Olyan légi felmérő szervezet, amely rendelkezik a zavarásmentes nagy terepi felbontású technológiával, légi felmérési szakértelemmel, és publikált eredményeket mutatott fel a monitoring-hálózat kiszolgálásához.

- Terepi ellenőrző és kiértékelő tevékenység

A helyszíni vizsgálatok, validálás és számítógépes digitalizáló, céltérkép készítő és elemző feladatok a helyi szakértők körének bevonásával.

A nemzeti parkoknál, tájgondnokoknál és a megfelelő kutatóintézeteknél található meg ez a kapacitás.

### Eredmények és megvitatásuk

A Gödöllőn, Vácrátóton és a Bükk-hegységben elvégzett nagy terepi felbontású (3–5 cm) multispektrális légi felmérések tapasztalatai után, a 2016–2017-ben az oblique fotogrammetriával kiegészített nagyfelbontású ortofotó eljárást teszteltük tovább, amelynek legfontosabb tesztterülete a háros-félszigeti erdőrezervátum, illetve egy dunai puhafás ligeterdő volt.

A nagy terepi felbontású (0,5–5 cm) valószínűs felvételeken a felső lombkoronaszintet adó fafajok térképezésekor mindössze 0,8% hibát tapasztaltunk a téli (lombszegény) felmérés terepi ellenőrzésekor, míg a zsenge tavaszi (még diverz lombállapotú) térképezésekor a hiba 5% volt ugyanazon a mintaterületen. Ez az eleinte meglepő eredmény a nagy részletességű képeken, télen jól megfigyelhető ágrendszer és bőrszövet színbeli és textúrabeli különbségeinek kihasználására vezethető vissza. A téli felvételekkel szemben tavasszal már lombborítás jellemző, és a levelek mind a multispektrális, mind a valószínűs felvételeken erősen befolyásoltak a kitétség, vízellátottság és egyéb környezeti paraméterek által, amelyek sok esetben nem fajra jellemzők, hanem azonos faj egyedei között is változatosságot mutatnak (Bakó 2017). Valószínűleg ilyesmit tapasztalnánk a hasonló, alföldi klímaterületen megtalálható ártéri erdők esetében is, de más társulásokban további előre nem várt lehetőséggel is találkozhatunk. Így ez a felbontás-tartomány számos új tudományos eredmény lehetőségét vetíti elénk.

Az előzetes vizsgálatok után, 2018-ban 15 helyszínnel vette kezdetét a hálózat gyakorlati tesztelése (2. táblázat). Ezek közül öt helyszíni légi felmérését több időpontban is elvégeztük.

2. Táblázat A 2018-ban felvételezett területek megoszlása kategória szerint  
Table 2. Distribution of areas surveyed in 2018 by category

Terület megnevezése	Kategória és adattípus	Megvalósult ismétlés / tervezett ismétlések száma egy éven belül
Erdőgazdálkodási területek (Bakonybél)	III. / mozaikolt ortofotó-térkép	1/4
Geológiai képződmények (Százhalombatta)	II. / mozaikolt ortofotó-térkép	1/1
Juhdöglő-völgy Erdőrezervátum (Vértesszőlős-hegy)	III. / mozaikolt ortofotó-térkép	1/1
Kékes-Észak erdőrezervátum	III. / mozaikolt ortofotó-térkép	1/1

Kiskunlacháza - Apajpuszta	III. / mozaikolt ortofotó-térkép	1/2
Kisszénás (Budai-hg.)	II. / mozaikolt ortofotó-térkép	2/2
Kolon-tavi vízimadár kolóniák	I. / ortofotók és oblique fotogrammetriai feldolgozáson átesett felvételek	2/3
Közös-erdő (Páhi)	III. / mozaikolt ortofotó-térkép	1/2
Ócsai lápvidék	II. / mozaikolt ortofotó-térkép	2/2
Pilis-tető	III. / mozaikolt ortofotó-térkép	2/2
Restaurációs célú visszaerdősítés (Izsák)	III. / mozaikolt ortofotó-térkép	1/ két évenkénti ismétlés
Urbanizációs területek (Eger)	III. / mozaikolt ortofotó-térkép	1/1
Gödöllő, Nagy-Istrázsa-hegyi Erdőrezervátum	II. / mozaikolt ortofotó-térkép	2/2
Vitányvár-völgye (Vértés)	III. / mozaikolt ortofotó-térkép	1/2
Vizes élőhelyek (Ipolytölgyes, Cserge-patak, Peröcsény, Orzsán-patak)	II. / mozaikolt ortofotó-térkép	1/ öt évenkénti ismétlés

A módszer lehetőséget ad az özönnövény fajok térképezésére, az inváziós vektorok jobb megismerésére, és ezáltal a beavatkozások hatékonyabb és olcsóbb megtervezésére (Csiszár és Korda 2015). Emellett az őshonos vegetáció térképezését, dinamikájának változásait, hosszú távú védelmét is elősegíti (Bakó 2013c). A 0,5 cm terepi felbontás a légyszárúak földdinamikájának vizsgálataihoz is megfelelő lehet (6. ábra).



6. ábra Télisás (*Cladium mariscus*) terjedési dinamikájának vizsgálata a Kolon-tó 7 mm terepi felbontású ortofotójával

Figure 6. Analysis of winter sedge dynamics with 7 mm ortho-image

A módszer segíti az élőhely rehabilitációs helyszínek nyomon követését, valamint a vadállomány állapotának monitoringját és a telespes vízimadarak éves egyedszámlálását. Az élőhelyek intenzív fejlődésének elemzése segíti azok védelmét, indikátorként funkcionál egyes környezetvédelmi, emberi egészségre is kiható folyamatok tanulmányozásához.

Vizsgálható a fehér tündérrózsa és egyéb fajok elterjedése az alföldi víztestekben, hínárfelmérés végezhető. Vizes élőhelyek esetében a telespes vízimadarak és a fészkek számlálása, a vegetáció és nagyléptékű élőhelytérképek elkészítése a költőhely preferencia-

vizsgálatok kapcsán is indokolt. A nádvágás térképezése, vegetációdinamika, gémtelepek produktivitásának vizsgálata országsszerte megtalálható helyszíneken, szükségessé teszi a nagy léptékű zavarásmentes légi felméréseket (Molnár és Bakó 2014; Bakó és Licskó 2010).



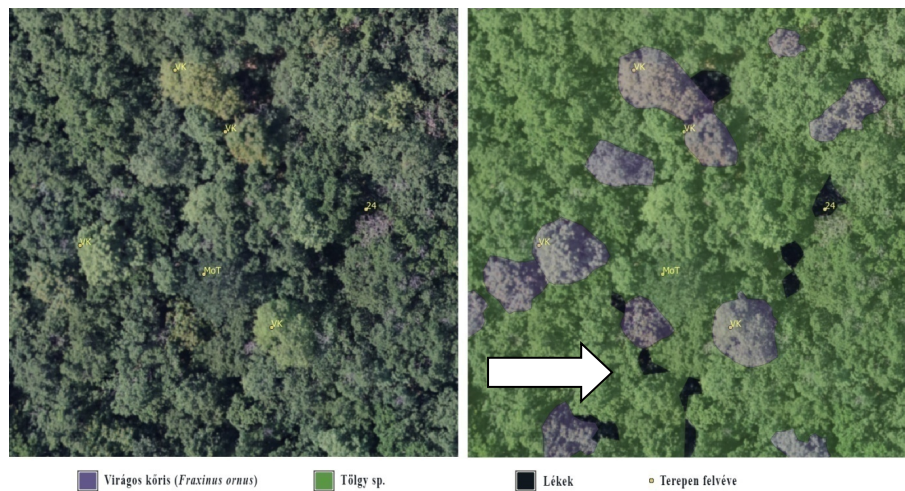
7. ábra Nagy kárókatona és szürke gém számlálás fél cm terepi felbontású ortofotó részletén  
 Figure 7. Great cormorant and Grey heron population estimation by 0.5 cm spatial resolution orthophoto-map



8. ábra Oblique fotogrammetriai termék részlete, nagykócsag-fészkek, Kolon-tó  
 Figure 8. Detail of an oblique photogrammetric product, Great Egret nests, Lake Kolon

Az 7–8. ábrákon a fészkek és egyedek számlálásához készült 0,5 cm terepi felbontású repülőgépes ortofotó oblique felvételének részlete látható. A felvételek 800 m magasságból készülnek, így nem okoznak zavarást az érzékeny területeken, a közösség bolygatás nélkül vizsgálható (Bakó et al. 2014b). Klasszikus ortofotókon a kanalas gémelek és a nagy kócsagok megkülönböztetése lehetetlen volna.

A 3–5 cm terepi felbontás-tartomány léptékében lehetőség nyílik az erdőszegély változások, és a belső, lombkoronaszintű dinamika változáskövetésére (9. ábra), az erdei lécek évről évre végbemenő automatizált térképezésére és idősoros elemzésére (Bakó 2012; Bakó és Kovács 2012; Bakó 2013c).



9. ábra Felső lombkorona térképezése  
Figure 9. Mapping the upper canopy

A klasszikus (20–40 cm) felbontású, országos léptékű felvételek nem elégítik ki a kiemelt vizsgálati területek információgyűjtési igényeit. Például 2018-ra a Kiskunságban, Páhinál található ún. Közös-erdőben egy erdőfolt összeomlott. Az országosan elérhető kifelbontású ortofotón egyrészt nem látszott a változás, másrészt ilyen országos léptékű felvétel ritkán készül. Csak a 3 cm terepi felbontású, a monitoring-hálózat teszteléséhez készült felvételtől derült ki a nehezen megközelíthető, védett és elzárt állományban beállt gyorslefordulású változás.

A jelenleg is zajló, 10 évente végbemenő élőhely felmérésekben (NBmR) is felmerülnek olyan spotok, amelyeket nagyobb részletességgel, és gyakrabban kellene dokumentálni a kiértékelők szerint. Tüzeset után a terület gyors és részletes felmérése szintén nélkülözhetetlen. Ugyanígy egy beavatkozásnál a tervtől való eltérés dokumentálása is megkívánja ezt a részletességet és a gyors reagálást.

A hálózat alkalmas a régészeti örökség monitoringjának kiegészítésére az alapállapot fotótérképi és háromdimenziós rögzítésével, a később esetlegesen felmerülő havária esetére, az összevethetőség érdekében. Jól illeszkedik a régészeti koncepcióba, például a kunhalmok ciklikus felmérése 10 éves periódusokban történik, és ebben is felhasználhatóak a nagyfelbontású ortofotók és háromdimenziós felületmodellek.

A kiemelt helyszínek változáselemzése olyan laboratóriumi és terepi feladat, amelyet a légifelvételek interpretációjával, a céltérképek számítógépes megrajzolásával, illetve terepi ellenőrzésekkel lehet megvalósítani. A terepi validálás minden távérzékelési projekt pontosságelemzési szükséglete. A terepi kutatói jelenlét azért is fontos, mert a távérzékelés állományon tapasztalt anomália helyszínelése, a helyszíni válaszok keresése, a változás okainak terepi feltárássra vezet el a megbízható információkhoz.

A módszer ezáltal ellenőrzötté, megbízhatóvá válik, fényt derít az értékes területeken végbemenő illegális fakitermelésre, gyepfeltőrésre, dokumentálja és jelzi a haváriákat. A megfelelő időpont(ok)ban elvégzett felmérés az egyes beavatkozások alapállapot felmérését, a rehabilitáció, környezetrekonstrukció sikerének ellenőrzését is jól szolgálja. Az eljárás a jelenleg is zajló, kisebb léptékű, korábban a felmérési ciklusból kieső beavatkozások dokumentálását is megoldhatja.

A hálózat így a tájérték kataszter időbeli követéséhez is hozzájárul. A vizsgálati helyszínek reprezentálják azt a jellegzetességet, ami megjelenik a tájban. A kiemelt fajok populációbiológiai jellemzői, a fajokat és élőhelyeiket veszélyeztető tényezők, a tájrészletre ható folyamatok megismerése a foltokon kívül is elősegíti a megfelelő környezetgazdálkodást. Ezáltal biztosítható a védett területek tervezését, kijelölését, és a kezelési stratégiájuk szisztematikus kidolgozását és megalapozását segítő információk rendelkezésre állása.

Olyan kérdésekre kaphatunk válaszokat, amelyek országos szinten korábban elérhetetlenek voltak, ugyanakkor a fenntartható gazdálkodási struktúrák, valamint a környezet- és természetvédelem szempontjából a jövőben nélkülözhetetlenek lesznek (Mihók et al. 2014). Ilyen például a klíma és a mikroklíma változás élőhelyekre, légyszárú foltdinamikára, erdőkre gyakorolt hatásainak észlelése a nagyléptékű felvételeken, vagy például a középhegységi patakok mederváltozásainak és az erdőben kiinduló eróziós folyamatoknak a nyomon követése. A példákat hosszasan lehetne sorolni, mert a nagyfelbontású felvételek olyan jeleket is leképeznek, amelyekre a klasszikus légi felmérések nem voltak szenzitívek, és amelyek a földön haladva nem, vagy nehezen megfoghatók.

Emellett a rendszer korai előjelző hálózatot jelent, elősegítve a környezetre és a gazdaságra káros folyamatok megelőzését. A környezetpolitikai döntések tagállami és lokális szintjét is támogatja a megalapozott térbeli információkkal.

### **A módszer alapelvei**

A hálózat funkcióját a következő feltételek teljesülése esetén tudja ellátni:

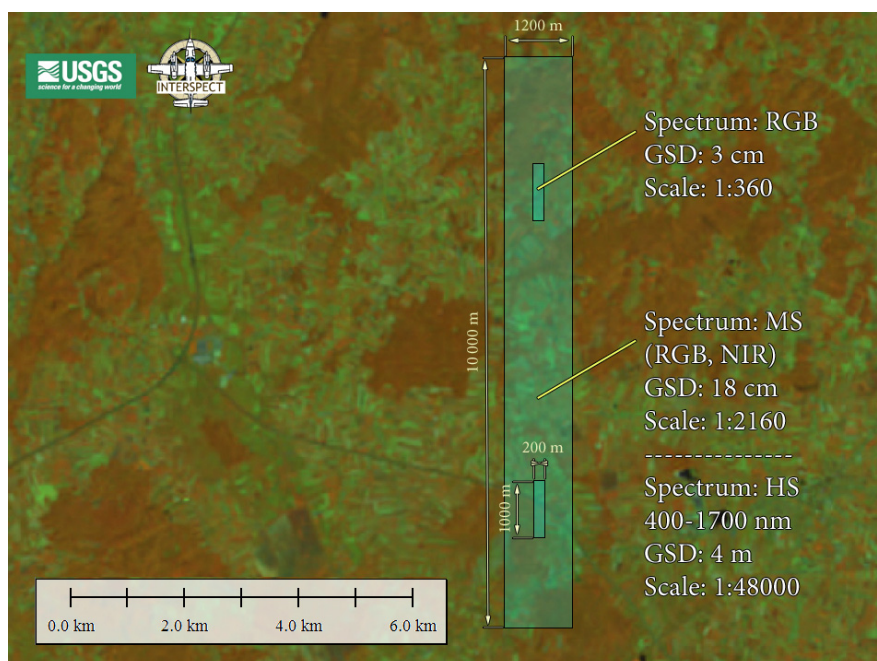
- Szabad elérés, ingyenes publikálás: A természeti értékek védelme szempontjából fontos érintettek lehető legszélesebb körének bevonása, és az eredmények, felvételek és köztes adatok teljes körű, ingyenes hozzáférhetővé tétele.
- Független monitoring-hálózat: Független finanszírozású interdiszciplináris kutatásként működhet, nem pedig meglévő struktúráknak alárendelt módon.
- Visszacsatolás elősegítése: Az igény-vezérelt megközelítés érvényesülhet abból a szempontból is, hogy az anyagok szabadon hozzáférhetőek lesznek, így az állami- és magán erőforrás-gazdálkodók a számukra releváns vizsgálatokban a rendszer tervezett kiértékelési menetén túl is felhasználhatják őket. Így az adott helyszín szempontjából közvetlenül érintett gyakorlati szakemberek széles köre ellenőrizheti, kiegészítheti a vizsgálatokat, mintegy visszacsatolást képezve.
- Zavarásmentes eljárások: A módszer kidolgozásának legfontosabb alapelvei közé tartozott, hogy a légi felmérések ne okozzanak kimutatható zavarást a vizsgált élőhelyeken, illetve a nagyszámú vizsgálati ciklus ne veszélyeztesse a költő és bűvőhelyek közelében koncentráltan jelen levő madarakat és repülő emlősöket. Ezért olyan berendezés és eljárás háttérrel dolgoztunk ki, amely lehetővé teszi a rendkívül nagy terepi felbontású, szabatos ortofotók elkészítését 800 méteres, vagy nagyobb terepfeletti magasságból végrehajtott felvételezéssel (Bakó 2013; Bakó 2013b; Bakó et al. 2014b; Bakó 2017).

### **Javaslatok**

A monitoring-hálózat alkalmas a kiemelt jelentőségű természeti területek, illetve nagyterjedésű területek esetében a jellemző tájrészletek nagyléptékű, zavarásmentes, költséghatékony nyomon követésére, így javasoljuk a bevezetését a kontinens léptékű (kisfelbontású) és a közepes felbontású országos lefedettséget biztosító felmérési módok kiegészítésére.

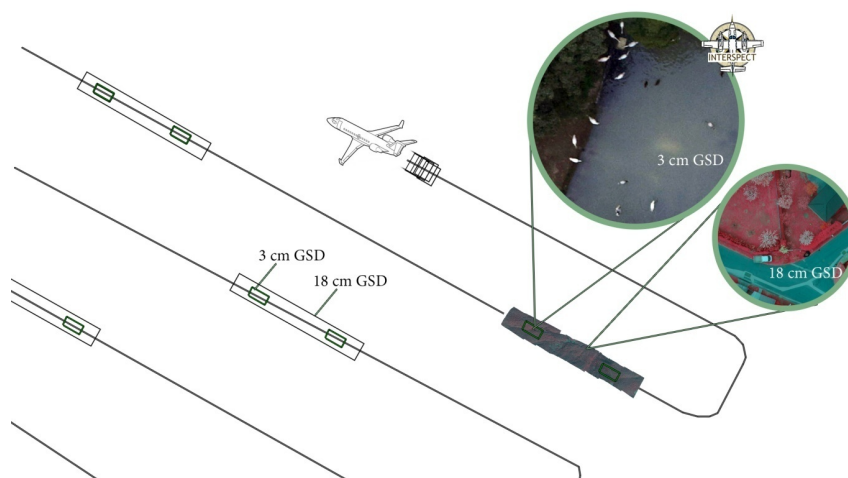
Semmiképpen nem javasoljuk az ortofotók egybeolvasztását a vadszámlálási feladatoknál, mert a helyváltoztató egyedek mozgása csak különálló ortofotók lapozásával követhető, miáltal az adott egyed többszöri leszámlálása elkerülhető.

A nagy részletességű, relatív nagy, 800 m földfelszínhez viszonyított repülési magasságból történő zavarásmentes légi felmérés RGB és ferde kameratengelyű felvételezéssel rendkívül hatékony, ugyanakkor néhány esetben érdemes tovább kísérletezni a költségesebb multispektrális adatgyűjtés lehetőségével is (10. ábra). Ez újabb típusú döntéstámogató információk kinyerését segítheti elő (Bakó 2010), és további új tudományos eredményeket hozhat a különböző kapcsolódó tudományterületeken.



10. ábra A módszer később multispektrális eljárásokkal is kiegészíthető  
Figure 10. The method can be supplemented with multispectral aerial imagery

A felmérés részletessége, a térképezés geometriai pontossága, az időszori ciklus sűrűsége eddig sehol nem tapasztalható újításként nem csak Magyarországon érdekes, így mintaterülete lehetnének egy későbbi, kontinens léptékben is kívánatos új monitoring szisztéma bevezetésének (11. ábra).



11. ábra A költséghatékony nagy terepi felbontású monitoring módszer elve  
Figure 11. The principle behind the cost-effective and high-resolution aerial monitoring method

A módszer felhasználható arra is, hogy felhívjuk a figyelmet az őshonos vegetáció génmegőrzése szempontjából nagy jelentőséggel bíró mezsgyék természetvédelmi értékeire. Ahogyan például a hazai mezőgazdasági területek madarai esetében tapasztalható biodiverzitás csökkenés is a nem megfelelő gazdálkodásra, ökológiai szempontokat figyelmen kívül hagyó tájtervezésre vezethető vissza (Szép et al. 2012), ami a vizsgálati és döntéstámogató rendszer segítségével gazdasági visszaesés nélkül is orvosolható lehet, megfelelő tervezési elvek támogatásával, ám ehhez az ok-okozati összefüggéseket bizonyító téradatakra is szükség van.

### Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondok Ábrám Örsnek, Arday Andrásnak, Biró Csabának, Fehér Lucának, Fülöpné Glöckner Ilonának, Góber Eszternek, Horváth Ferencnek, Licskó Bélának, Malatinszky Ákosnak, Molnár Zsoltnak, Morvai Edinának és Szilvácsku Zsoltnak a kísérletekben, illetve a cikk ellenőrzésében nyújtott segítségért.

### Irodalom

- Bakó G. 2010: Multispektrális felvételek alapján készülő tematikus térképek minősége, a terepi felbontás és a képminőség függvényében. *Tájökológiai Lapok* 8(3): 507–522.
- Bakó G. 2012: Nagyfelbontású magyar multispektrális légi távérzékelési mérőműszerek a vegetációtérképezésben és növénybetegségek lokalizálásának elősegítéséhez. *Kitaibelia* 17(1): 71.
- Bakó G. 2013a: Nagysebességű repülőgépes távérzékelés és hozzá kapcsolódó adatfeldolgozási módszerek. In: Lóki J. (szerk.) *Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában IV. - Térinformatikai konferencia és szakkiállítás kiadványa*, Debrecen. pp. 59–66.
- Bakó G. 2013b: Szuperfelbontású ökológiai vizsgálatok. *Természettudományi Közlöny* 144(10): 477–478.
- Bakó G. 2013c: Vegetációtérképezés nagyfelbontású valószínűségi- és multispektrális légifelvételek alapján. *Kitaibelia* 18(1-2):152–160.
- Bakó G. 2014a: Geoinformációs rendszerek és a távérzékelés szerepe a döntés előkészítésben. In: Jeney L., Hideg É., Tóza I. (szerk.) *Jövőföldrajz. A hazai gazdasági fejlődés területi és települési aspektusai a jelenben és a jövőben*. Budapesti Corvinus Egyetem Gazdaságföldrajz és Jövőkutatás Tanszék – Belügyminisztérium Önkormányzati Államtitkárság közös kiadványa, Budapest. pp. 87–98.
- Bakó G. 2014b: Európa új földmegfigyelő műholdjai. *Élet és Tudomány* 69(5):132.
- Bakó G. 2014c: A földmegfigyelő műholdak jövőképe. *Élet és Tudomány* 69(8):134–235.
- Bakó G. 2014d: Légi fényképezés a gazdálkodásban és a közszolgáltatásban. *Aerial Photogrammetry in Economy and Public Services. E-Government Tanulmányok XL. – Tankönyv*. Corvinus Egyetem, Budapest. p. 126.
- Bakó G. 2017: Környezet- és természetvédelmi vonatkozású változások nyomon követése nagyfelbontású légi távérzékeléssel. Doktori (PhD) disszertáció, Szent István Egyetem, Biológia Tudományi Doktori Iskola, Gödöllő. p. 176.
- Bakó G. 2018: Önkormányzati technológiák, térinformatika, légi-felvételek, légi-felmérés. (KÖFOP-2.1.2-VEKOP-15-2016-00001 „A jó kormányzást megalapozó közszolgálat-fejlesztés” elnevezésű kiemelt projekt keretén belül) Új Magyar Közigazgatás 2018. szeptember
- Bakó G., Kovács G. 2012: Nagyfelbontású légifelvétel-térképek alkalmazása a vegetációkutatásban. *Kitaibelia* 17(1): 8.
- Bakó G., Licskó B. 2010: Új eredmények a nagyfelbontású légifelvételek segítségével történő belvíz- és árvízterképezésben. *Környezetvédelem. Ökológiai, Környezettechnológiai és Környezetstratégiai Szaklap* 8(3):14–15.
- Bakó G., Molnár Zs., Góber E. 2014a: Városi térinformatikai és döntéstámogató rendszerek raszter fedvényei – A legutóbbi időszak települési ortofotó felméréseinek tapasztalatai Magyarországon. *Tájökológiai lapok* 12(2): 285–305.
- Bakó G., Tolnai M., Takács Á. 2014b: Introduction and Testing of a Monitoring and Colony-Mapping Method for Waterbird Populations That Uses High-Speed and Ultra-Detailed Aerial Remote Sensing. *Sensors* 14: 12828–12846.
- Büttner Gy., Kosztra B. 2017: CLC2018 Technical Guidelines. European Environmental Agency, European Topic Centre on Urban, Land and Soil Systems, Environment Agency, Wien. p. 60.
- Csiszár, Á., Korda, M. (szerk.) 2015: *Özönművek visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. p. 239.

- Daily, G., Ellison, K. 2002: The new economy of nature: the quest to make conservation profitable. Island Press. pp. 1–28.
- Dandois, J. P., Ellis, C. E. 2013: High spatial resolution three-dimensional mapping of vegetation spectral dynamics using computer vision. *Remote Sensing of Environment* 136: 259–276.
- Fernandez-Guisuraga, E. J. M., Sanz-Ablanedo, E., Suarez-seoane, S., Calvo, L. 2018: Using Unmanned Aerial Vehicles in Postfire Vegetation Survey Campaigns through Large and Heterogeneous Areas: Opportunities and Challenges. *Sensors* 18(2): 586.
- Fülöp Gy., Bakó G., Szabó B. 2015: Detecting invasive woody increment in agricultural areas with Earth Observation technology. *Journal of Agricultural Informatics* 6(1): 40–49.
- Gann, D., Richards, H. J. 2013: Evaluating High-Resolution Aerial Photography Acquired by Unmanned Aerial Systems for Use in Mapping Everglades Wetland Plant Associations. CESU Agreement #W912HZ-10-2-0032
- Harmon, D. 2007: A Bridge over the Chasm: Finding Ways to Achieve Integrated Natural and Cultural Heritage Conservation. *International Journal of Heritage Studies* 13(4–5 Nature as Heritage): 380–392.
- Lorimer, J. 2018: Environmental conservation and restoration. *Companion to Environmental Studies* 5(5): 758–762.
- Mihók B., Pataki Gy., Kovács E, Balázs B., Ambrus A., Bartha D., Czirák Z., Csányi S., Csépanyi P., Csósz M., Dudás Gy., Egri Cs., Erős T., Gőri Sz., Halmos G., Kopek A., Margóczy K., Miklay G., Milon L., Podmaniczky L., Sárvári J., Schmidt A., Sipos K., Siposs V., Standovár T., Szigetvári Cs., Szemethy L., Tóth B., Tóth L., Tóth P., Török K., Török P., Vadász Cs., Varga I., Báldi A. 2014: A magyarországi természetvédelem legfontosabb 50 kutatási kérdése a következő 5 évben. *Természetvédelmi Közlemények* 20: 1–23.
- Molnár Zs., Bakó G. 2014: Rapid Aerial Mapping Methods for Water Management. *GEO Informatics* 17(1): 44–45.
- Opdam, P., Luque, S., Nassauer, J. 2018: How can landscape ecology contribute to sustainability science? *Landscape Ecology* 33(1): 1–7.
- Szép T., Nagy K., Nagy Zs., Halmos G. 2012: Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999–2012. *Ornis Hungarica* 20: 13–63.
- Tolnai M., Nagy J. Gy., Bakó G. 2015: Spatiotemporal distribution of Landsat imagery of Europe using cloud cover-weighted metadata. *Journal of Maps* 12: 1084–1088.
- 2020: A 2020-ig tartó időszakra szóló általános uniós környezetvédelmi cselekvési program (<http://ec.europa.eu/environment/action-programme>)
- 26/2007. (III. 1.) GKM-HM-KvVM

## CONFIGURATION METHODOLOGY FOR A MONITORING NETWORK BASED ON HIGH RESOLUTION AND HIGH FREQUENCY AERIAL SURVEYS

G. BAKÓ

Interspect Ltd.

2314–Halásztelek, II. Rákóczi Ferenc út 42. e-mail: bakogabor@interspect.hu

**Keywords:** nature conservation, high spatial resolution aerial remote sensing, landscape protection, habitat, orthophoto

The methodological structure of the monitoring network type discussed here reveals the state of representative spots typical to the landscape. It requires extremely high-resolution, remote aerial sensing stocks with detailed field studies and retrospective data collection. It can provide data on a new scale by linking vegetation, habitat, and biodiversity monitoring networks at continent and EU Member State levels. The most important principles behind the procedure are the undisturbed technical implementation, interdisciplinary evaluation, practice-oriented criteria, and sustainable management structures, which may answer relevant questions about environment protection and nature conservation. The testing of this method started with 15 sites in 2018, based on technical research developed between 2008 and 2018. Our experience has confirmed that extremely high-resolution aerial survey practice can be used cost-effectively even in the case of a radical increase in the number of sample areas, without disturbing wildlife.



**A MIRIGYES BÁLVÁNYFA (*AILANTHUS ALTISSIMA* (MILL.) SWINGLE)  
FINOMLÉPTÉKŰ ELTERJEDÉSÉNEK VIZSGÁLATA ARCHÍV ÉS RECENS  
ADATOK ALAPJÁN A PESZÉRI-ERDŐBEN**

ERDÉLYI Arnold<sup>1</sup>, HARTDÉGEN Judit<sup>1</sup>, MOLNÁR Ábel Péter<sup>2</sup>, HAJAGOS Gabriella<sup>3</sup>,  
VADÁSZ Csaba<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület  
1121 Budapest, Költő u. 21. arnoldoooo@gmail.com

<sup>2</sup>9400 Sopron, Mátyás kir. u. 20.

<sup>3</sup>Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar  
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

<sup>4</sup>Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság  
6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u. 19.

**Kulcsszavak:** inváziós fajok, erdőtörténet, archív üzemtervi adatok, erdőrészlet leíró lap, Kiskunság

**Összefoglalás:** A bálványfa visszaszorítására irányuló tevékenységek sikerét nagyban meghatározhatja a faj terjedési dinamikájának részleteiben való feltárása. A Peszéri-erdő erdőtömbjére (1003 ha) irányuló munkánk során archív üzemtervi adatok segítségével megkíséreltük lokális elterjedésének történetét rekonstruálni. Emellett felmértük az erdőt, amely során az adatokat nem mintavételezéssel, hanem a teljes területet lefedve gyűjtöttük saját protokoll szerint. A bálványfa erdőterületen belüli első adata az 1971-es üzemtervből származik. Elképzelhető, hogy a faj valóban nem sokkal ezelőtt kerülhetett be. Az ezt követő évtizedekben a faj elterjedésében ugrásszerű növekedéseket tapasztalhatunk. A rendelkezésünkre álló utolsó év (2016) leíró lapjai alapján a faj az erdőrészletek közel 50%-ában megtalálható, míg saját felmérésünk alapján ez 90%-ra emelkedik. A jelenleg hatályos üzemtervben a fafajsortba az erdőrészletek kevesebb, mint 10%-ába került be. Friss adataink alapján viszont az erdőrészletek mintegy negyede súlyosan fertőzöttnek mondható.

## Bevezetés

Napjainkra az inváziós fajok elleni küzdelem nemcsak a természetvédelemben vált általánossá, de több gazdasági ágazatban is napirendre került. A fafajok közül a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) egyike azoknak, amelyek globális léptékben is jelentős problémákat okoznak. Hazánkban az 1998-ban Jósvafőn megrendezett „Agresszív adventív növényfajok és a természetvédelem” című műhelytalálkozón állították fel először a legveszélyesebb növényfajokat összefoglaló listát, amelyen ez a faj is szerepel ([http1](#)). 2016-ban már egy, a nemzeti park igazgatóságok dolgozói körében elvégzett kérdőíves felmérésben (Kézdy et al. 2017, Korda et al. 2017) a bálványfa a fehér akác és a selyemkóró után a harmadik helyet foglalja el. Genovesi és Monaco (2014) tanulmányában az európai védett területeken jelen levő legveszélyesebb növényfajok listájának élén szerepel. Az Európai és Mediterrán Növényvédelmi Szervezet (EPPO) 2004-ben közreadott – később bővült – listájára is rákerült ([http2](#)). A DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories Europe) a „100 legrosszabb” növényfaj között jelzi ([http3](#)). Érdekes azonban, hogy az Európai Parlament és Tanács 1143/2014/EU az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről kiadott rendeletének eredeti és későbbi bővített listájában még nem szerepel a kötelező jelleggel visszaszorítandó fajok között – más, nemcsak hazánkban releváns inváziós növényfajok mellett. A témáról vitaindító cikket közölt Bartha (2016). Ugyanakkor a listát bizonyos időszakonként a rendelet szerint frissíteni kell, a 2019-es javaslattevési időszakban (03.08. – 04.12.) a bővítésre vonatkozó függelék már tartalmazza a bálványfát ([http4](#)).

A bálványfa hazai elterjedését és elterjesztését feldolgozó történeti rekonstrukcióban (Korda 2018) konkrét információt a Peszéri-erdőre vonatkozóan nem találtunk. A műből azonban kiderül, hogy a faj regionális léptékben, sőt, egyes közeli helyszíneken (pl. Pusztavacs, Kunszentmiklós) is nagy figyelmet kapott már a 19. század első felétől kezdődően. Erdészeti felhasználását illetően például előszeretettel alkalmazták gyenge termőhelyi adottságú területeken, homokbuckákra telepítették, a futóhomok megkötésére használták, vagy épp elegyfajként alkalmazták.

A Peszéri-erdő a 18. század első felétől a királyi és császári család Ráckevei uradalomához tartozott (Nagy 2015). A tisztásokat kaszálással és legeltetéssel hasznosították (utóbbi korlátozására már 1787-ből találunk utalást) (Molnár 2019), míg az erdőfoltokból a környező falvak tűzifaigényét szolgálták ki (Ráckevei uradalom iratai, MNL OL). Az erdőben a 19. század első felében kezdtek el kisebb területeken erdőtelepítéseket végezni, melyek az 1846-ban készült erdészeti térképen (Blahausch 1846) már „cultur” (nyár, tölgy) felirattal, illetve az erdészház környékén akác és fenyő megjelöléssel szerepelnek (erdőrészetek és csemetekert parcellák). Az ekkor még tisztásokkal sűrűn átszőtt erdőtömbben a tervszerű erdészeti tevékenység a 19. század közepétől kezdődött meg, elsősorban az északi részen mozgó homokfelszín megkötése céljából (Frivaldszky 1857, Véssey 1881, Babos 1972), amelyet a 19. század végén és a 20. század elején a „vágásérett, gyöngyvirágos tölgyeseknek akácossá való átalakítása” követett (Babos 1972).

A Ráckevei uradalom – valószínűleg Csepel környékén található – faiskolájában és környékén már az 1860-as években kísérleteztek a bálványfával (Véssey 1881), mely során kiderült, hogy „a bálványfa a nálunk észlelhető késői fagyokat meg nem tűri”. Elképzelhető, hogy a sikertelen kísérletek miatt nem próbálkoztak a faj telepítésével, ugyanis Véssey (1881) nem említi a Peszéri-erdőbe 1881-ig telepített és ezután telepíteni tervezett fajok között. Babos Imre, az uradalom erdőgazdálkodás-történetéről szóló tanulmányában, ugyancsak nem említi a bálványfát (Babos 1972).

Az első Peszéri-erdőből származó hiteles bálványfa adat az 1971-es üzemterv Kunpeszér 8B erdőrészlet leírólapjáról származik.

Napjainkban a bálványfa országos, regionális és lokális léptékben is általánosan elterjedtnek mondható. Udvardy és Zagyvai (2012) szerint előfordulásainak egyik súlypontja a meszes homokú Kiskunság. Bartha et al. (2015) tulajdonképpen az egész Duna–Tisza közéről jelzik.

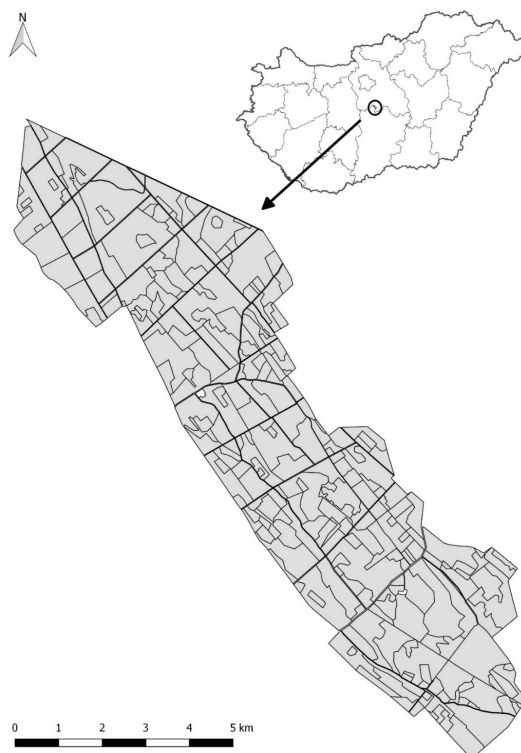
Munkánk során elvégeztük a vizsgálati terület archív üzemtervi adatainak feldolgozását az 1958-as évtől kezdődően. Az OAKEYLIFE (LIFE16 NAT/HU/000599) projekt (http5) keretein belül részletes terepi felmérést végeztünk, amely többek között az inváziós fafajok – így a bálványfa – tömegességi viszonyainak feltárására fókuszált. Célunk volt továbbá a korábbi és recens adatok erdőrészlet léptékű összehasonlítása.

## Anyag és módszer

### A vizsgálati terület

A Peszéri-erdő Bács-Kiskun megye északi határvonalánál, Kunpeszér település közigazgatási határain belül található. A Csepeli-sík és a Kiskunsági-homokhát kistájak találkozásánál fekszik (Marosi és Somogyi 1990, Dövényi 2010). A vizsgált terület a pannon vegetációrégió része (Fekete et al. 2017). A kiemelkedő természetvédelmi értékekkel rendelkező meszes homoki erdőssztyepp-komplex a Natura 2000 hálózathoz tartozik (HUKN20002). Itt található a Szalag-erdő, mely 1998 óta élvez országos védettséget, továbbá vannak helyi védett és ex lege oltalom alatt álló részei is. Vizsgálatunk a Peszéri-erdő legnagyobb egybefüggő erdőtömbjére irányult (1. ábra), amely közel teljes egészében a KEFAG Kiskunsági Faipari és

Erdészeti Zrt., illetve a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság vagyonkezelésébe tartozik. Az 1003 ha kiterjedésű terület jelenleg (2018. májustól hatályosan) 279 erdőrésztletre osztott, melyek összterülete 990 ha.



1. ábra A Peszéri-erdő legnagyobb összefüggő erdőtümbjének helyzete és recens erdőrésztlet felosztása (összterület 1003 ha)

Figure 1. The location of the studied forest and the borders of its subcompartments

### Térinformatikai adatbázis felépítése

A Peszéri-erdőre vonatkozó archív üzemtervi adatok az 1958-as évtől kezdődően álltak rendelkezésre. Az 1958-as, az 1971-es, az 1982-es, az 1992 és a 2002-es évek csak nyomtatott formában elérhető üzemterveinek erdőrésztlet leíró lapjait és üzemi térképeit digitalizáltuk, majd a digitális formában elérhető 2016-os erdőterv és a friss felmérésünk releváns fedvényeivel egy többretegű vektoros térinformatikai adatbázist hoztunk létre (QGIS 2.18.14.). Az adatbázisból erdőrésztletenként leszűrtük a bálványfa elegyarányaira vonatkozó becsült adatokat és a bálványfa fafajsoron kívüli előfordulásait (a leíró lapok „egyéb fafajok a részletben”, illetve „Megjegyzés” mezőiben). Mindezt kronológiai sorrendbe rendezve mutatjuk be a fafaj terjeszkedésének a vizsgált erdőterületen belüli történetét.

### Terepi adatgyűjtés és feldolgozás

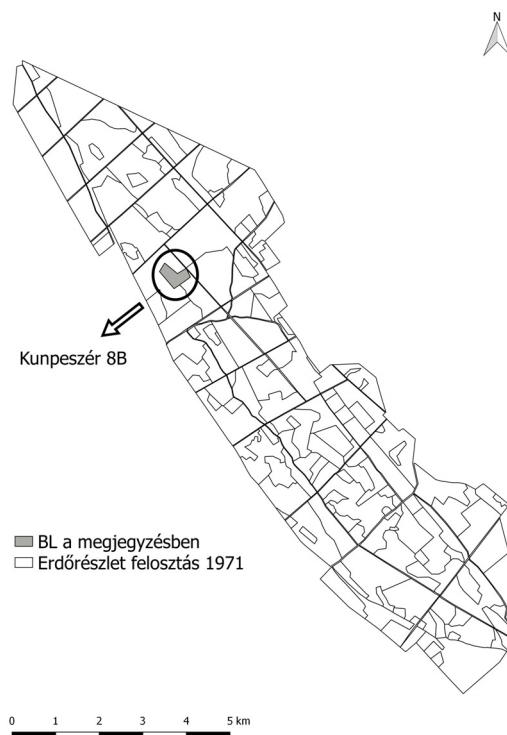
Az inváziós fafajok recens tömegességi viszonyainak felmérésére egy saját fejlesztésű terepi protokollt hoztunk létre. Az adatgyűjtés esetünkben nem mintavételezésen alapult, hanem a teljes területet magába foglalta. Az erdőterületre fektetett, majd az egyes erdőrésztletekre levágott 25×25 méter felosztású rácsháló alkotta a felmérési egységeket. Az inváziós fafajok egyedszámait minden felmérési egységben vastag frakció (mellmagassági átmérő  $\geq 5$  cm), illetve vékony frakció (mellmagassági átmérő  $< 5$  cm) szerint leszámoltuk, illetve becsültük. Azokat az erdőrésztleteket, illetve részterületeket, amelyek nem voltak felmérhetők – az áthatolhatatlanul sűrű cserjeszint, folyamatban levő fahasználat, vagy

felújítás miatt –, körbejártuk vagy részben átjártuk, és feljegyzéseket készítettünk a látott térrészekről. A terepi adatgyűjtést 2017. októbertől 2019. áprilisig végeztük.

Az általunk felmért erdőrészeket közül fontosnak tartottuk azonosítani a bálványfával fokozott mértékben fertőzötteket. Ehhez alapvetően három szempontot vettünk figyelembe: a fafaj vastag, valamint vékony frakcióinak egyedszámait 1 ha-ra kifejezve, továbbá az előfordulási gyakoriságot. Amennyiben a bálványfa vastag frakciójának tőszáma meghaladta a 100 db/ha határértéket és/vagy a vékony frakció tőszáma az 1000 db/ha határértéket, továbbá, ha a faj az erdőrészlet legalább negyedén jelen volt, az erdőrészletet súlyosan fertőzöttnek tekintettük. A leírtak alapján állítottuk össze a bálványfára azt a – leegyszerűsített adatokon alapuló – fedvényt, mellyel a korábbi évekből készültek összehasonlíthatók.

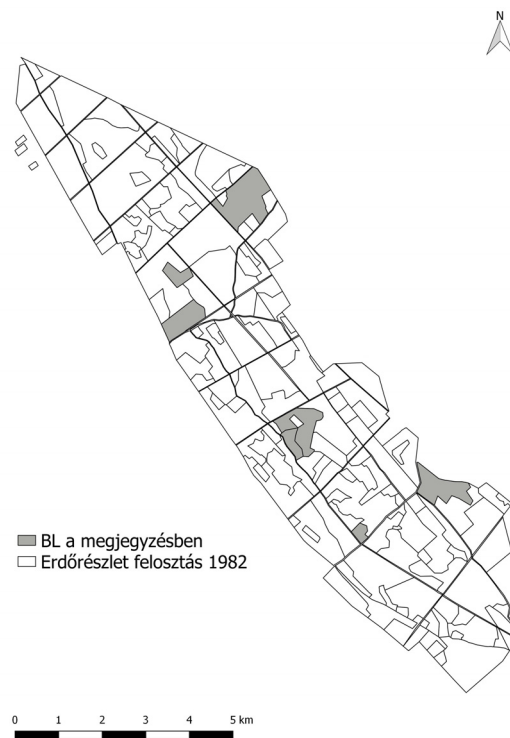
### Eredmények és megvitatásuk

Az 1958-as erdőrészlet leíró lapokban a bálványfa egyáltalán nem szerepel. Az 1971-es évből is csupán egy, de annál érdekesebb erdőrészletből származó adata van az egyéb fafajok között. A Kunpeszér 8B erdőrészlet (2. ábra) elsődleges rendeltetése kísérleti erdő, természetességi állapota – a 2009-től használt kategória-rendszer szerint – kultúrerdő. A benne található fás szárú fajok, az egyes foltok állományképei és például egyes nem őshonos fafajok kora alapján valószínűsíthető, hogy a vizsgálati időszak elején is már – legalább részben – kísérleti jelleggel használták a területet. Ezt megerősíti az is, hogy a helyiek gyakran „arborétum”-ként említik. Jelenleg például az amerikai vasfa (*Gymnocladus dioica*) soros ültetvényeit, a hószirrom cserje (*Rhodotypos scandens*) egybefüggő foltjait és a területen egyébként kifejezetten ritka déli ostorfa (*Celtis australis*) idősebb egyedeit találni a részletben.

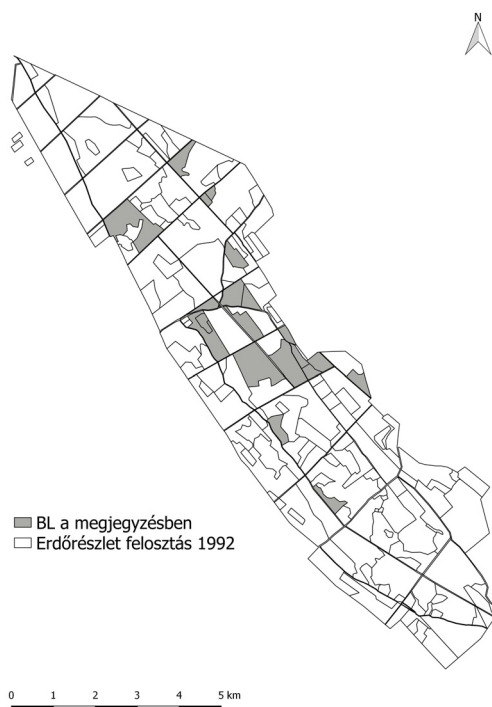


2. ábra A bálványfa (BL) első előfordulási adata a Peszéri-erdőben 1971-ben (Kunpeszér 8B, szürke erdőrészlet)  
 Figure 2. The first occurrence data of *Ailanthus altissima* (BL) in Peszér-forest in 1971 (Kunpeszér 8B, grey subcompartment)

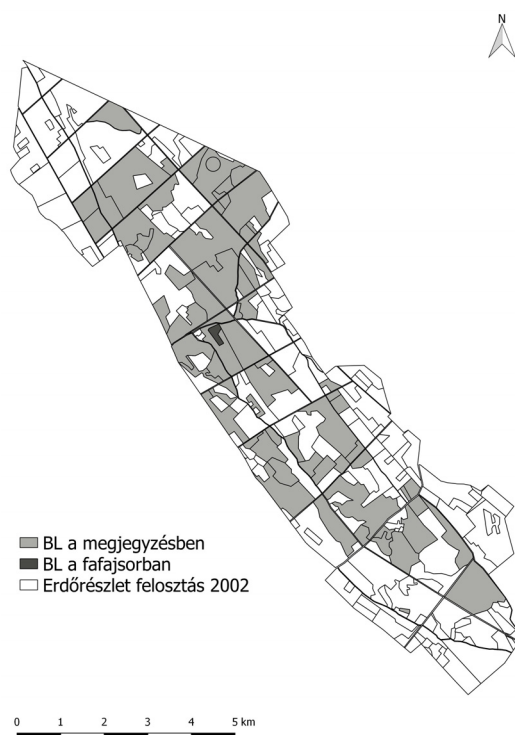
Az 1982-es leíró lapokban már 7 erdőrésztet esetében szerepel az egyéb fafajok között (3. ábra). Az előzőekben említett erdőrésztetben ekkor is jelzik. A többi érintett terület viszont nem közvetlenül emellett helyezkedik el, hanem az erdőtömbben elszórtan található. Az 1992-es leíró lapokban már 19 esetben említik (4. ábra), azonban az előző évvel csupán két erdőrésztetnél van átfedés. Ráadásul nem szerepel ezek között a 8B erdőrésztet sem. A 2002-es üzemtervi adatokban a bálványfa gyakorisága ugrásszerűen megnő, 72 erdőrésztetnél szerepel (5. ábra). Ekkor kerül be először (egy esetben) a fafajsorba is. Az érintett erdőrésztetek azonban csak a korábbiak felével mutatnak átfedést.



3. ábra A bálványfa (BL) előfordulási adatai a Peszéri-erdőben 1982-ben (szürke erdőrésztetek)  
Figure 3. Occurrence data of *Ailanthus altissima* (BL) in Peszér-forest in 1982 (grey subcompartments)



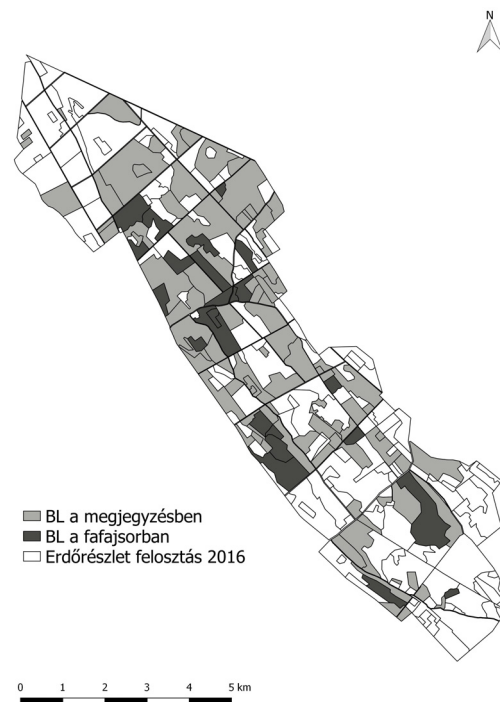
4. ábra A bálványfa (BL) előfordulási adatai a Peszéri-erdőben 1992-ben (szürke erdőrésztetek)  
 Figure 4. Occurrence data of *Ailanthus altissima* (BL) in Peszér-forest in 1992 (grey subcompartments)



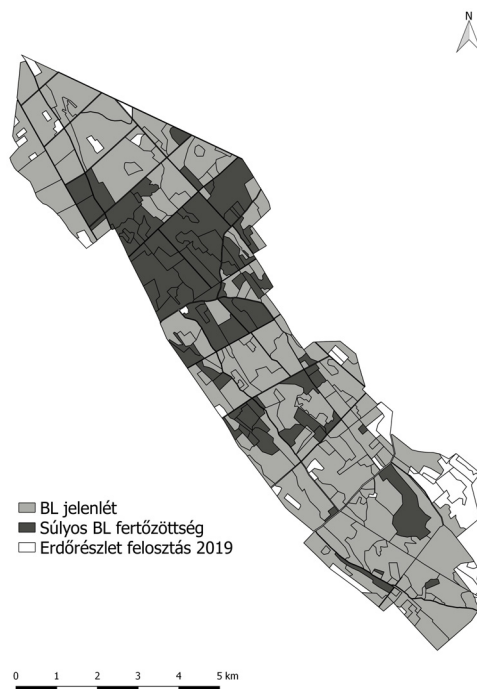
5. ábra A bálványfa (BL) előfordulási/ fajsorai adatai a Peszéri-erdőben 2002-ben (szürke/ fekete erdőrésztetek)  
 Figure 5. Occurrence /stand component data of *Ailanthus altissima* (BL) in Peszér-forest in 2002 (grey/ black subcompartments)

A 2016-os erdőtervi adatok szerint a fajt 113 erdőrésztelnél jegyezték fel, és 24 esetben került be a fajsorba (6. ábra). Az előző ciklushoz képest ez ismét jelentős különbséget mutat, ugyanakkor bőven akadnak nem átfedő erdőrésztetpárok is. A 2019-ben befejeződött felmérésünk eredményeként a bálványfa 221 – teljes területében – felmért erdőrésztetben

került rögzítésre, melyek közül 78-nál állapítottunk meg súlyos fertőzöttséget. Ezek mellett további 21 – nem teljes területében felmért – erdőrészletben azonosítottuk, így összességében a jelenlegi 279 erdőrészlet közül 242-ben biztosan jelen van a faj (7. ábra). A bálványfa feltárt történetének kvantitatív összefoglalása az 1. táblázatban található.



6. ábra A bálványfa (BL) előfordulási/ fajsorosi adatai a Peszéri-erdőben 2016-ben (szürke/ fekete erdőrészletek)  
 Figure 6. Occurrence /stand component data of *Ailanthus altissima* (BL) in Peszér-forest in 2016 (grey/ black subcompartments)



7. ábra A bálványfa (BL) előfordulása/ fokozott jelenléte a Peszéri-erdőben 2019-ben (szürke/ fekete erdőrészletek)  
 Figure 7. Occurrence/ severe infection of *Ailanthus altissima* (BL) in Peszér-forest in 2019 (grey/ black subcompartments)

1. táblázat A bálványfa (BL) feltárt története kvantitatív alapokon a Peszéri-erdőben  
Table 1. Revealed history of *Ailanthus altissima* in numbers in Peszér-forest

Évszám	BL jelenléti adat (erdőrészek száma)			Erdőrészek összeterülete (ha)		
	Fafajsor	Megjegyzés	Összesen	Fafajsor	Megjegyzés	Összesen
1958	0	0	0	0	0	0
1971	0	1	1	0	3,7	3,7
1982	0	7	7	0	58,4	58,4
1992	0	18	18	0	91,5	91,5
2002	1	72	72	1,5	389,6	389,6
2016	24	110	113	99	435,5	451
	<b>Súlyosan fertőzött erdőrészek száma</b>	<b>Fertőzött erdőrészek száma</b>	<b>Összesen</b>	<b>Súlyosan fertőzött erdőrészek területe (ha)</b>	<b>Fertőzött erdőrészek területe (ha)</b>	<b>Összesen (ha)</b>
2019	78	164	242	266	653	919

A bálványfa hazai történetét, valamint jelenlegi elterjedési viszonyait figyelembe véve nem zárható ki, hogy a Peszéri-erdőbe nem az 1958 és 1971 közötti időszakban került be, hanem már előbb. Ugyanakkor elképzelhető az is, hogy valóban ebben az időszakban jelent meg, amit a már tárgyalt helyszín sajátossága is jelez. Ehhez társul az is, hogy a Kunpeszér 8B erdőrészt a felmérésünk révén elkészült elterjedési térképen is egyértelműen a súlyosan fertőzött erdőrészek középpontjában található (7. ábra).

A feltárt történetben mindenesetre egyértelműen kirajzolódik a bálványfa tömegességi viszonyainak időbeni növekedése, az egyes üzemtervi időszakok között pedig igen nagy ugrásokat láthatunk. Az 1971-ben jelzett kezdeti előfordulástól az 1982-es fedvényen már jóval messzebb – cca. 3,5 km-rel délebbre – is megjelenik. Amennyiben korábban ténylegesen csak abba az egy erdőrésztbe ültették a fajt, az időközben magtermő korúvá növő egyedekről származó lependékek – pl. a szél és az emberi tevékenységek révén – könnyen nagy távolságra kerülhettek. Ugyanakkor a területen dolgozó szakemberek egyedi döntéseinek is meghatározó szerepe lehet a leíró lapokra kerülő adatokra nézve. Számos erdőrésztélénél rekonstruálható, hogy a bálványfa korábbi jelenléte ellenére a későbbi leírólapon nem szerepel. Ennek oka részben az, hogy az erdőállomány a két év közötti periódusban letermelésre került, de az is valószínűsíthető, hogy a felmérést végzők nem tartották fontosnak feljegyezni a fajt, vagy bejárásuk során elkerülték. Az erdészeti szakigazgatásban az erdőrésztelékben (gazdálkodási egységekben) történő adatgyűjtés mintavételezésen alapul. A mintavételi helyeken mért és/ vagy becsült változók adatai kerülnek ezután extrapolációra az erdőrésztel egészére nézve. Ennél fogva a hiányzó átfedések oka lehet továbbá az is, hogy a korábbi mintavétel helyszínén előfordult, de a későbbi mintavétel már eltérő helyszínén nem volt jelen a faj. Az 1992-es és 2002-es fedvény között a különbség szembeötlő. Utóbbi alapján a bálványfa már általánosan elterjedtnek mondható. Ehhez képest a 2016-os fedvényen már az erdőrésztelék közel 10%-ánál is szerepel a fafajsortban. Fontos kiemelni, hogy a két időszaknál látható változások nem csupán a faj spontán terjedésének köszönhetőek. Minden bizonnyal negatív megítélésének az 1990-es évektől való markáns felerősödése és a részben ellene is irányuló, konkrét – például jogi – lépéseknek is meghatározó szerepe lehet a feljegyzésre kerülő adatokra nézve.

Érdeemes megjegyezni azt is, hogy az alapvetően a tömegességi viszonyok feltárására irányuló felmérésünk eredményei nehezen vethetők össze a leíró lapok fafajsortaiban rögzített elegyarányokkal. Előbbi ugyanis a tőszámokra irányul, míg utóbbi ezek mellett számos egyéb tényező határozhatja meg. Ezek közül itt most csak a mintavétel intenzitását, a mintavételek pontos helyeit, a fakészletet általában döntően meghatározó (fő)fafajok



elegyarányait és a fakészletfelvétel módját emeljük ki. Ezek mind meghatározó tényezők arra nézve, hogy bekerül-e a fafajsorba egy adott elegyfaj, így például a bálványfa is. A 2016-os és 2019-es fedvények közötti különbség ugyanakkor kihangsúlyozza az inváziós fafajok részletesebb felmérésének szükségességét. Felmérésünk adataiból az erdőrésztleti nézetnél jóval nagyobb felbontású (25×25 méter) elterjedési, illetve tömegességi viszonyokat mutató térképeket lehet készíteni. Ezek segítségével például az egyes fertőzési gócpontok is könnyebben azonosíthatók, és nagyban segíthetik a természetvédelmi és/vagy gazdasági célzatú beavatkozásokat is.

### Köszönetnyilvánítás

Terepi vizsgálatainkat az OAKEYLIFE (LIFE16 NAT/HU/000599) projekt keretein belül végeztük el. Szeretnénk továbbá köszönetet mondani hasznos tanácsaikért Lestyán Csabának, Bárány Gábornak és Szmorad Ferencnek.

### Irodalom

- Babos I. 1972: A Ráckevei volt királyi uradalom peszéri és adacsi erdeinek a történetéből. Erdészeti Lapok 5-7: 53–60.
- Bartha D., Király G., Schmidt D., Tiborc V., Barina Z., Csiky J., Jakab G., Lesku B., Schmotzer A., Vidéki R., Vojtkó A., Zólyomi Sz. 2015: Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlasza. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. p. 329.
- Bartha D. 2016: Európai uniós rendelet az inváziós fajokról. Erdészeti Lapok 151(4): 127–129.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere I-II. – Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. p. 876.
- Fekete G., Király G., Molnár Zs. 2017: A Pannon vegetációrégió lehatárolása. Botanikai Közlemények 104(1): 85–108.
- Frivaldszky I. 1859: Hazánk faunájára vonatkozó adatok és a Pusztá-pezséri erdő. A Magyar Tudós Társaság Évkönyvei 9: 19–28.
- Genovesi, P., Monaco, A. 2014: European guidelines on protected areas and invasive alien species. Council of Europe and Regional Parks Agency, Strasbourg, Rome. p. 58.
- Kézdy P., Csiszár Á., Korda M., Bartha 2017: Természetvédelmi kezelést végző szakemberek tapasztalatai az inváziós fajokról – egy hazai, kérdőíves felmérés eredményei. In: Csiszár Á., Korda M. (szerk.): Özönnyövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. 2. kiadás. Rosalia kézikönyvek 3. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. pp. 11–14.
- Korda M. 2018: A Magyarországon inváziós növényfajok elterjedésének és elterjesztésének története I. Tilia 19: 111–194.
- Korda M., Kézdy P., Csiszár Á. 2017: Idegenhonos, inváziós fajok hazánk védett területein. Erdészeti Lapok 152(4): 107–109.
- Marosi S., Somogyi S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI, Budapest. p. 1024.
- Molnár Á. P. 2019: A Turjánvidék Natura 2000 terület déli részének tájtörténeti elemzése. Internetes megjelenésű tanulmány. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. p. 159.
- Nagy L. Z. 2015: A Csepel-sziget és a Ráckevei (Soroksári)-Dunai-ág történeti földrajza. Doktori értekezés. ELTE BTK, Történelemtudományi Doktori Iskola, Budapest. p. 262.
- Udvardy L., Zagyvai G. 2012: Mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* [Mill.] Swingle). In: Csiszár Á. (szerk.): Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 133–137.
- Véssey F. 1881: A cs. és kir. család ráczkevei uradalma futóhomok-területének erdősítése. Erdészeti Lapok 20(5): 329–337.

### Internetes hivatkozások

- http1: [http://www.termeszetvedelem.hu/?pg=sub\\_643](http://www.termeszetvedelem.hu/?pg=sub_643) (2019. 04. 09.)
- http2: [https://www.eppo.int/ACTIVITIES/invasive\\_alien\\_plants/iap\\_lists](https://www.eppo.int/ACTIVITIES/invasive_alien_plants/iap_lists) (2019. 04. 09.)
- http3: <http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do> (2019. 04. 09.)
- http4: [https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/initiatives/ares-2019-1565888\\_ga](https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/initiatives/ares-2019-1565888_ga) (2019. 04. 09.)
- http5: <http://oakeylife.hu/> (2019. 04. 09.)

**A STUDY ON THE FINE-SCALE DISTRIBUTION OF THE TREE OF HEAVEN (*AILANTHUS ALTISSIMA* (MILL) SWINGLE) BASED ON ARCHIVE AND ACTUAL DATA IN THE PESZÉR-FOREST**

A. ERDÉLYI<sup>1</sup>, J. HARTDÉGEN<sup>1</sup>, Á. P. MOLNÁR<sup>2</sup>, G. HAJAGOS<sup>3</sup>, CS. VADÁSZ<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society  
1121 Budapest, Költő u. 21. arnoldoooo@gmail.com

<sup>2</sup>9400 Sopron, Mátyás kir. u. 20.

<sup>3</sup>Szent István University Faculty of Agricultural and Environmental Sciences  
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

<sup>4</sup>Kiskunság National Park Directorate  
6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u. 19

**Keywords:** invasive tree species, forest history, archive forest management plans, forest inventory, Kiskunság

The success of actions taken against the Tree of Heaven (*Ailanthus altissima*) at a certain site can be significantly influenced by the knowledge on its fine-scale population dynamics. In our study, we aimed to investigate the spreading history of this tree species in a 1003-ha forest block of Peszér-forest, Central-Hungary. Additionally, a detailed field investigation was carried out by the authors applying full-cover mapping. Regarding this site, the first archive data on the Tree of Heaven originates from 1971. We hypothesize, that the species appeared in this site not much before that year. In the distribution patterns between all the investigated periods a great increase can always be identified. Based on the forest inventory data of 2016, this species was present in nearly 50% of the forest subcompartments, whilst due to our field investigation the value goes up to 90%. In the previous case it is listed among the main tree species in less than 10% of the subcompartments. According to our collected data 25% of the subcompartments are severely infected.

## AGRÁRMONITORING RENDSZER GEOMETRIAI PONTOSSÁGÁNAK TÁJÖKOLÓGIAI SZEMPONTÚ, TÁVÉRZÉKELÉSES ELLENŐRZÉSI MÓDSZEREKKEL TÖRTÉNŐ VIZSGÁLATA

MOLNÁR Dániel

Szent István Egyetem, Természetvédelmi- és Tájgazdálkodási Intézet  
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: molnar.daniel@mkk.szie.hu

**Kulcsszavak:** CAP 2020, technikai tolerancia, Sentinel, monitoring, LPIS, CwRS

**Összefoglalás:** Az európai tájképet leginkább meghatározó mezőgazdasági területek jogszerű használói a természetett növénykultúrák területe alapján vagy művelés hiányában, de az uniós és nemzeti jogszabályok által előírtak szerint támogatható állapotban tartott területeken, illetve egyéb vidékfejlesztési intézkedések keretében területalapú kifizetésekben részesülhetnek. A területalapú támogatások igénylésének jogosságát az Európai Bizottság szabályai alapján a tagállamnak ellenőriznie kell. Az Európai Bizottság Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Főigazgatósága (DG AGRI: Directorate-General for Agriculture and Rural Development) által 1993 óta szorgalmazott és 1998-ban Közös Kutatóközpontjának (JRC: Joint Research Centre) delegált és általa bevezetett távérzékeléses ellenőrzése (CwRS: Control with Remote Sensing) tekinthető az ellenőrzés legrobosztusabb technikájának. A nagyfelbontású ( $\leq 1\text{m}$ ) ortofotókra alapozott távérzékeléses ellenőrzést 2020-tól leváltani hivatott az ESA Sentinel műholdcsaládjának kifelbontású ( $\Rightarrow 10\text{m}$ ) felvételeire alapozott monitoring rendszer, melynek legfontosabb változását a geometriai felbontás romlását kompenzáló időbeli felbontás jelentős javulása hozza. Korábbi vizsgálatok rámutattak arra, hogy az Integrált Irányítási és Ellenőrzési Rendszer (IACS: Integrated Administration and Control System) CwRS folyamatához használt technikai tolerancia meghatározásához a JRC által kidolgozott módszert milyen szubjektív tényezők befolyásolhatják. Jelen vizsgálat pedig ezen eredmények figyelembevétele mellett tesz kísérletet az új monitoring rendszer jellemzésére a klasszikus CwRS eszközeivel. A jogszabályi környezet megfelelő igazításával, monitoring szinten 10-ről 0,5 méterre újramintavételezett Sentinel kép alapján történő kézi lehatárolás utólagos, a fizikai blokkokkal történő korrigálása után kapott 2,14 méteres technikai tolerancia érték a kifizetések jogosságnak vizsgálatához elfogadható lehet, de a táji sokszínűséget romboló beavatkozások detektálása szempontjából további veszélyt hordozhat.

### Bevezetés

Az Integrált Irányítási és Ellenőrzési Rendszer (IACS: Integrated Administration and Control System) az EU és tagállamai által használt keretrendszernek a mezőgazdasági és vidékfejlesztési támogatások területalapú kifizetéseinek kezelésére kialakított rendszere a Mezőgazdasági Parcella Azonosító Rendszer (LPIS: Land Parcel Identification Systems) (Inan 2010).

A tagállami IACS-ek célja alapvetően a kifizetési metódus létrehozása, koordinálása és ellenőrzése, ugyanakkor egyéb célokra is használták. Németországban pl. a vetésforgó indikátorokat (Leteinturier et al. 2006), potenciális növényegészségügyi alkalmazásokat (Steinmann és Dobers 2013) és gyepterületek kezelésének problémáit (Nitsch et al. 2012) vizsgálták az IACS segítségével. Magyarországon is sok vizsgálat alap- vagy validálási adataként hasznosított, habár széles rétegek számára itthon sem elérhető, mivel vektoros formában nem publikus.

Az LPIS a gazdálkodók számára többnyire internetes felületen az ún. e-kérelm formájában biztosít lehetőséget a művelt területek berajzolására, és az így keletkezett poligonok – a kérelmezés szempontjából lényeges – tulajdonságainak, mint például az adott évben vetett növénykultúrák, parcellák területe, a területegységre igényelt egyéb támogatások (pl. agrár-környezetgazdálkodási tematikus előírás csoportok megjelölésének, gyepterületek Natura 2000 kompenzáció lehívásának) felvitelére.

A LPIS rendszer területi alapegysége a fizikai blokk. A fizikai blokk a mezőgazdasági művelés szempontjából időben állandó, a terepen azonosítható határokkal (pl.: utak, vasutak, csatorna, töltés, erdőszél stb.) rendelkezik és többnyire azonos típusú művelés alatt lévő földterület (pl. szántó, gyepek, ültetvény, erdő stb.). Egy fizikai blokkban általában több mezőgazdasági tábla (parcella) van, és területét több gazdálkodó is művelheti. A támogatható terület az a földterület, amelyen támogatás jogosan igényelhető. A nem támogatható területek leggyakoribb esetei a különféle lakó- és gazdasági épületek, illetve a blokk területére eső 0,5 hektárnál nagyobb facsoportok, csatornák, vízenyős területek. A gazdálkodó néhány kivételtől eltekintve a támogatás alapját jelentő területet csak támogatható területre rajzolhat be.

Az Európai Unió pénzügyi alapjainak jogos felhasználását egy arra akkreditált tagállami szervezet ellenőrzi. A területalapú támogatások ellenőrzése a keresztellenőrzésből és a fizikai ellenőrzésből áll, ami lehet helyszíni ellenőrzés vagy távérzékeléses ellenőrzés. A keresztellenőrzés kapcsán a kérelem adatokat összevetik a kapcsolódó adatbázisokkal, így kiszűrhető részben a jogosulatlan igénylés, területi vonatkozásban pedig a kettős/többszörös igénylés, illetve egy fizikai blokkra vonatkoztatva a túligénylés, amikor az egy fizikai blokkban gazdálkodók együttesen a fizikai blokk támogatható területénél nagyobb összterületre adnak be támogatási igényt. A távérzékeléses ellenőrzés során alapvetően a parcella fekvése, területe és hasznosítása kerül meghatározásra. Helyszíni ellenőrzés keretében a helyszíni ellenőr jegyzőkönyvben rögzíti a gazdálkodó összes támogatásával kapcsolatos ellenőrzési eredményeket. A területalapú támogatásokkal kapcsolatban elsősorban globális navigációs és szatellit rendszerű (GNSS: Global Navigation and Satellite System) eszközzel körülmért, valós területeket, a vetett kultúrákat és a Helyes Mezőgazdálkodási és Környezeti Állapot szabályainak betartását ellenőrzik. A szabályozás értelmében keresztellenőrzésnek 100%-osnak kell lennie, fizikai ellenőrzéssel a támogatott területek 5%-át kell ellenőrizni, távérzékeléssel általában 4% kerül ellenőrzésre.

Mivel a távérzékeléses ellenőrzés folyamata és már maga az igénylés is hibákkal terhelt, szükséges egy tolerancia-intervallum meghatározása, mely a távérzékeléses ellenőrzés kapcsán beépítésre kerül a hibákból eredő területi eltérés kompenzálására.

A távérzékeléses ellenőrzés alapadatait geometriai felbontás tekintetében (GSD: ground sample distance) a nagy felbontású (VHR: very high resolution, 0,2–1,0 m) és a közepes felbontású (HR: high resolution, 1–10 m) képek idősorai jelentik. Ebben a rendszerben a felvételek jellemzően 6–8 hetes időközökkel készülnek.

Ezt a nagy geometriai felbontású, de időben ritka idősort váltaná fel a monitoring megközelítés. Az ellenőrzést új elméleti síkra helyező monitoring rendszer bevezetésének előzetes tervei és a jelenleg futó műhelymunkáinak (JRC-Riport 2017a) részeredményei alapján a Sentinel-1 és Sentinel-2 műholdakra alapozott rendszer gyenge geometriai felbontását a LPIS legalább 3 éves ciklusban frissített fizikai blokkjainak geometriai pontossága tenné elfogadhatóvá. A monitoring rendszer lényege, hogy a fent ismertetett mintavételre alapuló CwRS rendszert felváltsa egy közel 100%-os monitoring, mely csupán a hasznosítást vizsgálná, az igénylési geometriák ellenőrzésére nem terjedne ki, területi ellenőrzés csupán a keresztellenőrzések kapcsán valósul meg a három évente frissített LPIS-hez (Magyar Közlöny 2015) történő viszonyítás kapcsán.

Az elmúlt Közös Agrárpolitikai ciklusok (CAP: Common Agricultural Policy) reformjai rendre jelentős hatást gyakoroltak a tájkarakterre (JRC-Riport 2012) (Gottschalk 2007), így a földművelés geometriai pontossága, de főként ennek ellenőrzésének hatékonysága nemcsak a mezőgazdasági táj, de vele határos félig-természetes ökoszisztémák esetében is kritikus szerepet tölt be.

Jelen vizsgálat célja, hogy az évek óta használt, így jól ismert, klasszikus távérzékeléses ellenőrzés (CwRS: Control with Remote Sensing) (JRC-Riport 2017b) eszközeivel jellemezze

a bevezetni kívánt monitoring rendszer geometriai robusztusságát és ennek a tájra ható lehetséges következményeit.

### Anyag és módszer

A távérzékeléses ellenőrzés során egy parcellát érintően rendelkezésre állnak az ún. gazdarajzok és a távérzékelte felvételek alapján vektorizált táblatérképek. Az ellenőrzések során tapasztalt eltéréseket, azok mértéke és a szándékossága figyelembevételével kell szankcionálni. Annak érdekében, hogy az eltérések mértéke távérzékeléses ellenőrzés esetében is objektíven legyen megállapítható, szükséges egy mérési toleranciaintervallum felállítása (http1). A mérési toleranciaintervallum meghatározásánál a cél a mérést terhelő halmozottan jelentkező hibák, mint a (1) mezőgazdasági munkálatok léptékének nagyságából, (2) az igénylési pontatlanságokból (gazdarajz), (3) ellenőrzési alapanyagok pontatlanságából és (4) az ellenőrzési módszerek pontatlanságából fakadó hibák minimalizálása. Az eljárás valójában az ellenőrzés referenciájára, a digitális ortofotóra fogalmaz meg egy, az ellenőrzés során használatos méterben kifejezett toleranciaértéket, a helyi viszonyok (pl. domborzat, parcellastruktúra) és a referenciakép szenzor-tulajdonságai (pl. radiometriai, spektrális) alapján (http2).

A mérési toleranciaintervallum felállítása azon alapszik, hogy a validálási protokoll értelmében kiválasztott referenciaparcellákat több ismétlésben, több operátor készíti el, így a Közös Kutatóközpont (JRC: Joint Research Centre) által előírt validálási módszer (Kay és Sima 2009,) jó eredménnyel szűri ki a hibákkal erősen terhelt mérési eredményeket a többkörös szabatoságot és pontosságot vizsgáló teszt sorokkal.

A tolerancia intervallum kiszámításának módja egy adott parcellára:

$$[\text{shape.Area (m}^2) - (X \text{ (m)} * \text{shape.Perimeter (m)}), \text{shape.Area (m}^2) + (X \text{ (m)} * \text{shape.Perimeter (m)})]$$

ahol,	shape.Area	a parcella területe,
	shape.Perimeter	a parcella kerülete és
	X	a tolerancia értéke és (0,5<=X<=1,5)

A tolerancia érték (X) meghatározása során a JRC által ajánlott ISO 5725-2 (ISO 1994) szabványra alapozott eljárás alapján adjuk meg a parcellák lehatárolhatóságához tartozó, az adott képreferencia, parcellastruktúra és mérési metódus együtteséből adódó méterben kifejezett reprodukálhatósági határértéket 95%-os konfidenciaintervallumban.

A validálás protokollja szerint 30 parcellát (class), 4 ismétlésben (set), 6 gyakorlott operátor határol le, azaz összesen 720 db mérési eredmény alapján határozható meg a toleranciaérték. A 30 db parcella általában 1500–5000 db parcella közül kerül kiválasztásra. A JRC ajánlásai alapján tekintetbe kell venni a parcellák méretét [kicsi (0,05–1 ha), közepes (1–5 ha), nagy (5–10 ha)], alakját (kompakt, elnyúló, nagyon elnyúló) és határaik egyértelműségét, láthatóságát (egyszerű, összetett). A felvételen történő eligazodáshoz, azaz a kijelölt parcellák a képen történő azonosításához 15 m-es negatív pufferrel előállított skiccek adják, melyek így nem befolyásolják az operátort, de gyengén látható határok esetében azért nagyságrendileg orientálják.

Iteratív szabatosági és pontossági vizsgálatok révén a 720 db mérési eredmény outlier (kimaradó) értékeinek első szűrője a Cochran's teszt, ami az osztályok szórásának átlagának variánsai alapján jelöl ki küszöbértékeket (Cohran 1941). Második lépésként pedig a Grubb's teszt eredményei alapján zárható ki mérési értékek a set-eken belül (Grubbs 1969).

Az ún. statisztikai outlier mérési eredmények, set-ek, és class-ok értékei közül való kizárása után kezdődhet a referenciaparcellák területének és kerületének figyelembevételével

történő, az egyes class-ok hoz tartozó toleranciaértékek átlagából származtatott technikai tolerancia értékének meghatározása.

A vizsgálati területet és a kiválasztott parcellákat egy korábbi, magát a validálási módszer előnyeit és korlátait leíró kutatásom (Molnár 2014) adta. A korábbi vizsgálat főként a validálási módszer eredményeit befolyásoló paraméterekre fókuszált, ami által a Sentinel-2 felvételekre alapozott vizsgálatot már egy kidolgozott, széles körűen jellemzett módszertannal végeztem el.

Az új monitoring rendszerben már a mintavételes (5%) ellenőrzés sem szolgáltat visszajelzést az igénylések, de még inkább a valós művelések geometriai pontosságáról, így a jövőben is feltehetően hiányzó évenkénti visszacsatolás igényét teoretikusan a Sentinel felvételekből is kinyerhető geometriai információkból lehet és/vagy kell kielégíteni. A vizsgálat célja, hogy a legegyszerűbb módon előállítható geometriai információ megbízhatóságát viszonyítsa az éppen futó CAP (2014–2020) technikai színvonalához.

A vizsgálatához kiválasztott 30 parcella 4 ismétléses kézi digitalizációja az alábbi tulajdonságokkal rendelkező felvételek alapján készült:

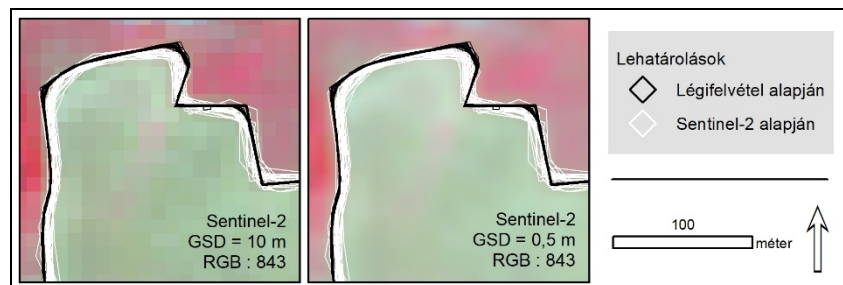
• platform	VHR (légifelvétel)	Sentinel 2
• felvétel dátuma	2014.04.17.	2015.07.04.
• sávok száma	RGB és CIR*	RGB és CIR
• pixel méret (GSD) [méter]	0,2	újramintavételezve 0,5 (eredetileg 10)
• pixel mélység [bit]	8	16

(\* RGB = vörös, zöld, kék; CIR = közeli infravörös)

A vizsgálat fókuszában a két referencia típus összehasonlítása mellett a CwRS során szigorú korlátokat képviselő, az igénylési-, és a kontrollparcellák számára határt jelentő fizikai blokkok határainak figyelembevételével létrehozott új adatsor alapján lefuttatott validálási eredmények összehasonlítása áll.

A CwRS során nagy jelentőséggel bíró fizikai blokkhatárok figyelembevétele az ottanihoz hasonló módon itt is a parcellák poligonjainak megvágásán keresztül történik.

A validálási folyamatban nagy szerepet játszik a 30 parcellához tartozó egy-egy viszonyítási alapot szolgáló etalon lehatárolás („referencia.”). A vizsgálat részeként mind a „mért.”, mind a „referencia.” poligonok eredeti („vágatlan”) és a fizikai blokkokkal megvágott („vágott”) verzióin lefuttattam az elemzést, melynek eredményei az *1. táblázatban* láthatók. Az *1. ábrán* látható, hogy egy „összetett” határvonalú parcella többszöri, 24 egyedi lehatárolása során milyen fekvési eltérések adódnak a referencia felvétel geometriai tulajdonságai alapján. Az ábrán látható még az újramintavételezéssel elért geometriai javulás mértéke is.



*1. ábra* Referenciakép szerinti lehatárolási pontosság és az újramintavételezés eredménye  
*Figure 1.* Geometric precision of the delineation based on different reference and the result of the geometric resampling

## Eredmények és megvitatásuk

A táblázatban látható X értékek mutatják az egyes bemeneti adatok típusainak kombinációja szerint a kapott tolerancia értékeket. A „mért.” adatsor jelenti az összes validálási mérést, míg a „referencia.” a 30 referencia parcellát takarja.

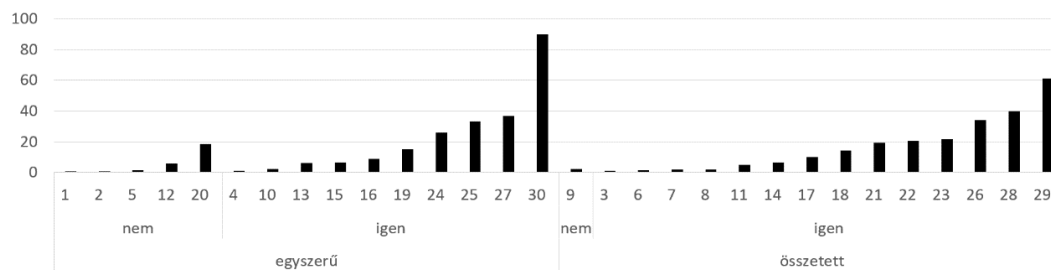
1. táblázat Meghatározott technikai tolerancia értékek adatforrás és eljárások szerint  
Table 1. Estimated technical tolerance values by data source and method

	referencia.vágatlan	referencia.vágott
légifelvétel		
mért.vágatlan	$X_{V1} = 0,97$ m	$X_{V3} = 0,99$ m
mért.vágott	$X_{V2} = 0,55$ m	$X_{V4} = 0,56$ m
Sentinel-2		
mért.vágatlan	$X_{V1} = 2,54$ m	$X_{V3} = 2,57$ m
mért.vágott	$X_{V2} = 2,13$ m	$X_{V4} = 2,14$ m

A fizikai blokkok figyelembevételével előállított, azaz határaival megvágott mérési poligonokból számított technikai tolerancia jelentősen javította az eredményeket, hiszen a túllógó parcellahatárok megvágása és ezáltal set-en és class-on belüli homogenizációs hatása csökkent a szórást, így az ezekből származó tolerancia értéket is.

A fizikai blokkok felhasználásakor a légifelvétel ( $X_{V4} = 0,56$  m) és a Sentinel-2 ( $X_{V4} = 2,14$  m) esetében is tapasztalható javulás százalékosan ugyan jelentős eltérést mutat, abszolút értékében viszont közel azonos értékű légifelvételnél  $X_{V1} - X_{V4} = 0,41$  m, míg a Sentinel-2-nél  $X_{V1} - X_{V4} = 0,40$  m.

A 2. ábrán is látható fontos eredmény, hogy a 30-ból 6 db parcella a Sentinel-2 alapján nem volt lehatárolható. Ennek okai a parcellák méretében, alakjában és szomszédos kultúráktól való alacsony spektrális eltérésekkel magyarázhatók.



2. ábra Mintaparcellák határtípusaik (egyszerű/összetett) és Sentinel-2 felvétel alapján való lehatárolhatóságuk szerint (igen/nem). [tengelyek: x = parcella sorszáma; y = terület (hektár);]

Figure 2. A sample parcels sorted by boarder type („easy”/”fuzzy”) and eligibility of delineation („yes”/”no”). [axes: x = parcel ID; y = area (hectare);]

## Következtetések

Pusztán a Sentinel-2 felvételek fizikai paramétereit tekintetbe véve a várható legrosszabb technikai tolerancia érték egy általános ökölszabálynak (pixelméret  $\times 1,5$ ) megfelelően 15 méterre (JRC-Guidance 2014), a szakmai tapasztalatok alapján pedig 5 méterre volt tehető. A nem digitalizálható parcellák kizárása után a felvétel jó spektrális és radiometriai felbontásának és az előfeldolgozását követő újramintavételezésnek köszönhetően azonban még a fizikai blokkhatárokkal való finomítás nélkül is 2,54 m ( $X_{V1}$ ) lett.

Egy-egy Sentinel felvétel alapján történő fekvés- és területmeghatározása rendszer szinten nem valószínű, hiszen a Sentinel műholdcsalád optikai tartományában készített felvételeinek idősorba rendezésével jobb referencia, kontrasztosabb eredmény érhető el, ezért a parcellák ilyen módon történő lehatárolása nem is javasolt. A vizsgálat eredményeképpen ugyanakkor

megállapíthatjuk, hogy a fizikai blokkrendszert használó és azt rendszeresen frissítő országokban az e módszer szerint meghatározott toleranciaérték ugyan kívül esik a jelenleg elfogadott 0,5 m és 1,5 m közötti skálán, de nagyságrendileg hasonló. Az optikai és radar képfűzésben és idősorban rejülő lehetőségek kiaknázása után pedig akár automatikus kiértékelésre is nyílnak módok.

Automatizálhatósága és robusztussága miatt vélhetően legalább rizikófaktorként megjelenik majd a helyszíni ellenőrzések kiválasztási mechanizmusában, ami a rendszer kiépítése révén további felhasználásokat indukálhat.

A sérülékeny ökoton területek miatt, ökológiai szempontból veszélyes mezőgazdasági terjeszkedés kapcsán megfigyelhető természetes, illetve félig természetes élőhelyek visszaszorulása csak még nagyobb késleltetéssel válik követhetővé. Szembe állítva ezt a mezőgazdasági gépesítési technológiák és az Európai Unió és hazai előírások, sokszor már az ágazat szereplőinek is követhetetlenül gyors változásaival, elmondható, hogy a tájkarakter megőrzésével kapcsolatban komoly feladatot ró ez a szakági hivatalokra.

### Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondok kollégáimnak a parcella adatbázis létrehozásában nyújtott segítségükért! A publikáció az EFOP-3.6.1-16-2016-0016 azonosítószámú, SZIE Szarvasi Campusának kutatási és képzési profiljának specializálása intelligens szakosodással: mezőgazdasági vízgazdálkodás, hidrokultúrás növénytermesztés, alternatív szántóföldi növénytermesztés, ehhez kapcsolódó precíziós gépkezelés fejlesztése című projekt keretében jött létre.

### Irodalom

- Cochran, W.G. 1941: The distribution of the largest of a set of estimated variances as a fraction of their total. *Annals of Human Genetics* (London) 11(1): 47–52.
- Gottschalk, T. K., Diekötter, T., Ekschmitt, K., Weinmann, B., Kuhlmann, F., Purtauf, T., Dauber, J., Wolters, V. 2009: Impact of agricultural subsidies on biodiversity at the landscape level. *Landscape Ecology* 22(5): 643–656.
- Grubbs, Frank 1969: "Procedures for Detecting Outlying Observations in Samples". *Technometrics*. *Technometrics* 11(1): 1–21. doi:10.2307/1266761
- Inan, H. I., Sagris, V., Devos, W., Milenov, P., van Oosterom, P., Zevenbergen, J. 2010: Data model for the collaboration between land administration systems and agricultural land parcel identification systems. *Journal of Environmental Policy* 91: 2440–2454.
- ISO 5725 1994: Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and result – Part 2: Basic methods for the determination of repeatability and reproducibility of a standard measurement methods.
- JRC-Guidance 2014: On-the-spot checks according to art. 24, 25, 26, 27, 30, 31, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41 of regulation (eu) no 809/2014 guidance for on-the-spot checks (OTSC) and area measurement claim year 2015. European Commission Directorate-General for Agriculture And Rural Development
- JRC-Riport 2012: M. Lefebvre M. Espinosa, S. G. y Paloma: The influence of the Common Agricultural Policy on agricultural landscapes, JRC scientific and policy reports ISBN 97892-79-25828-2
- JRC-Riport 2017a: DS/CDP/2017/03, <https://marswiki.jrc.ec.europa.eu/wikicap/images/3/34/DS-CDP-2017-03%282%29.pdf>
- JRC-Riport 2017b: DS-CDP-2016-03: P. Loudjani, P. Astrand, V. Angileri, D. Fasbender, P. Milenov: Technical guidance for on-the-spot checks (otsc) and area measurement according to art. 24, 25, 26, 27, 30, 31, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41 of regulation (EU) no 8 09/2014 as amended by regulation (eu) 2015/2333
- Kay, S., Sima, A. 2009: Area measurement validation scheme, JRC Technical Notes, European Commission, Joint Research Centre, Ispra. p. 22.
- Leteinturier, B., Herman, J.L., de Longueville, F., Quintin, L., Oger, R. 2006: Adaptation of a crop sequence indicator based on a land parcel management system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112: 324–334.
- Magyar Közlöny 2015: FM-Rendelet 2015: 71/2015. (XI. 3.) FM rendelet a Mezőgazdasági Parcella Azonosító Rendszerről. Budapest, 2015. november 3., 66. szám
- Molnár D., Surányi A., Grónás V., Skutai, J. 2014: Possible influence factors of technical tolerance. *Analecta* 8(2): 60–65.



- Nitsch, H., Osterburg, B., Roggendorf, W., Laggner, B. 2012: Cross compliance and the protection of grassland – Illustrative analyses of land use transitions between permanent grassland and arable land in German regions. *Land Use Policy* 29: 440–448.
- Stefansky, W. 1972: Rejecting Outliers in Factorial Designs. *Technometrics* 14(2): 469–479. doi:10.2307/1267436
- Steinmann, H.H., Dobers, E. S. 2013: Spatio-temporal analysis of crop rotations and crop sequence patterns in Northern Germany: potential implications on plant health and crop protection. *Journal of Plant Diseases and Protection* 120(2): 85–94.
- http1: European Commission – WikiCAP, felkeresve: 2018.09.19  
[https://marswiki.jrc.ec.europa.eu/wikicap/index.php?title=Guidance\\_CTS&oldid=3039](https://marswiki.jrc.ec.europa.eu/wikicap/index.php?title=Guidance_CTS&oldid=3039)
- http2: European Commission – WikiCAP, felkeresve: 2018.09.19  
[https://marswiki.jrc.ec.europa.eu/wikicap/index.php/Valid\\_Method](https://marswiki.jrc.ec.europa.eu/wikicap/index.php/Valid_Method)

## EXAMINATION OF GEOMETRIC ACCURACY OF THE AGRICULTURAL MONITORING SYSTEM BY LANDSCAPE-ORIENTED REMOTE SENSING METHODS

D. MOLNAR

Szent István University, Institute of Nature Conservation and Landscape Management  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: molnar.daniel@mkk.szie.hu

**Keywords:** CAP 2020, technical tolerance, Sentinel, monitoring, LPIS, CwRS

The most dominant actors in the European landscape are the legitimate users of agricultural areas. They can either receive area-based payments based on the cultivated plants or on the uncultivated land kept in condition eligible for support, in line with the provisions of community and national legislation. Furthermore, land-based payments can be received via other rural development measures as well. According to the European Commission regulation the appropriate and eligible claim of the area-based subsidies shall be controlled by the member states. The Control with Remote Sensing (CwRS), which has been promoted by the Directorate-General for Agriculture and Rural Development (DG AGRI) since 1993 and has been delegated to the Joint Research Centre (JRC) in 1998, is the most robust remote sensing technique. Remote sensing based on high resolution (<1m) orthophotos should be replaced by a monitoring system based on ESA Sentinel's low resolution (=> 10m) imageries from 2020, where the deterioration of geometric resolution will be compensated by a significant improvement in time resolution. Previous studies have pointed out the subjective factors influencing the methodology developed by the JRC to determine the technical tolerance used for the System CwRS process. The present study attempts to characterize the new monitoring system with classical CwRS tools while taking previous research results into account. The resampling of the Sentinel-2 from 10 m to 0.5 m and the correction of the parcel geometries with LPIS borders resulted a 2.14 m buffer tolerance. With a proper adjustment of the legal environment it can be acceptable for the payment management, however it can cause some further difficulty to detect small scale damages on the landscape inflicted by agricultural activities.

## NÉGY ÖZÖNFÁFAJ (FEHÉR AKÁC, ZÖLD JUHAR, AMERIKAI KÖRIS, MIRIGYES BÁLVÁNYFA) INVÁZIÓS VESZÉLYEZTETÉSÉNEK KOCKÁZATBECSLÉSE AZ ORSZÁGOS ERDŐÁLLOMÁNY ADATTÁR ALAPJÁN

TIBORCZ Viktor, MAJOR Ferenc, ZAGYVAI Gergely, BARTHA Dénes

Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytan és Természetvédelmi Intézet,  
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4., e-mail: tiborc.viktor@uni-sopron.hu

**Kulcsszavak:** legközelebbi szomszédos erdőrészlet, inváziós fafaj, termésterjesztési távolság, puffer zóna

**Összefoglalás:** Kutatásunk során a magyarországi üzemtervezett erdőket vizsgáltuk az inváziós fertőzés kockázatának szempontjából, mely alapjául az Országos Erdőállomány Adattár szolgált. A tanulmányban négy, hazánkban inváziós fafajt (fehér akác – *Robinia pseudoacacia*, amerikai kőris – *Fraxinus pennsylvanica*, mirigyes bálványfa – *Ailanthus altissima*, zöld juhar – *Acer negundo*) választottunk ki, melyek termésterjesztési képességében a szél jelentős szerepet játszik. A fafajok inváziós kockázatbecslésénél három változót vizsgáltunk: szomszédosság, közvetlen környezet, táji környezet. Erdészeti tájanként a három változót súlyoztuk, majd az így kapott értékszám alapján osztályoztuk a tájakat a további inváziós fertőzés kockázata alapján. Az inváziós fafajok magas területaránya az erdészeti táj területéhez képest nem feltétlenül jelenti a további terjedés kockázatát, ennél fontosabbnak bizonyult a faj szomszédossága és termésterjesztési távolságon belüli területaránya. A négy fafaj további inváziós terjedése által leginkább veszélyeztetett erdészeti tájaink közé a Dunai-szigetek, Alsó- és Közép-Tiszai-ártér, Közép- és Alsó-Duna-ártér, Villányi-hegység és a Nyírség tartoznak.

### Bevezetés

Az inváziós fajok számának növekedése és terjedésük előre megjósolható tendenciát mutat, azonban a további területfoglalás mértékének előre vetítése közel sem ilyen könnyű feladat. Az utóbbi évtizedekben megnövekedett azon tanulmányok száma, melyek kifejezetten az inváziós fajok terjedési potenciálját modellezik (Andow et al. 1993; Grosholz 1996; Hasting et al. 2005). A gyalogakác potenciális elterjedését modellezte Kucsicsa et al. (2018) különböző környezeti változók szerint a Maros folyó menti ligeterdőkben. Az inváziós fajok terjedését befolyásoló tényezők közötti összefüggésekkel és prioritási sorrend felállításával kapcsolatban is végeztek kutatásokat (Brancatelli és Zalba 2018). Kutatásunk során a magyarországi üzemtervezett erdőket vizsgáltuk a további inváziós fertőzés kockázatának szempontjából. Az inváziós kockázatot nem elsősorban az inváziós fafaj jellemzői alapján becsültük, hanem a még nem fertőzött és inváziós fafajokat már tartalmazó erdőrészletek térbeli viszonyából számítottuk a jövőbeli fertőzés kockázatát. Az inváziós veszélyeztetettséget erdőrészlet és erdészeti táj (Bartha et al. 2006) léptékben egyaránt modelleztük. A tanulmányban olyan erdészeti fontos inváziós fafajokat választottunk, melyek termésterjesztési képességében a szél jelentős szerepet játszik. A kutatásunkban tájmetriai módszereket alkalmaztunk. Nemzetközileg az 1980-as évekre tehető e módszer elterjedésének kezdete, míg hazánkban ez csak az ezredforduló után következett be (Lóczy 2002; Szabó 2009; Szabó 2011). A módszer alkalmazható az egyes tájalkotó foltok nagyságára vonatkozó adatoknak, a terület-kerület hányadosuknak, az őket határoló szegélyzónák hosszainak, vagy a tájfoltokat összekötő ökológiai folyosók tulajdonságainak megállapítására is (Csorba 2006). Lóczy (2007) a tájelemek jellemzésére alkalmas tájmetriai indexeket dolgozott ki. Mezősi és et al. (2008) a táji mintázatok kvantitatív elemzéséről írtak részletesen. Ebben azt vizsgálták, hogy a tájak szerkezete hogyan befolyásolja a bennük végbemenő folyamatokat, valamint az antropogén hatások milyen mértékben változtatják meg ezeket a mintázatokot (Mezősi et al. 2008). Külföldi kitekintésként fontos megemlíteni Goodwin (2003) kutatását, melyben a tájak és az azokat képező tájalkotó elemek kapcsolódási viszonyait vizsgálta, míg egy másik tanulmányban a tájfoltok

komplexitása és a fajdiverzitás összefüggését elemezték (Moser et al. 2002). A tájmetriai módszerek széles körben alkalmazhatóak akár a táj természetességének vagy stabilitásának jellemzésére is. Kutatásunk során olyan tájmetriai változókat alkottunk, melyek jellemzik az erdőrészek érintkezését, egymástól való távolságukat, valamint szűkebb és tágabb táji környezetüket.

### Anyag és módszer

Kutatásunk során a következő négy, általunk Magyarországon kiemelten fontosnak ítélt inváziós fajt vizsgáltuk: zöld juhar (*Acer negundo*), mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*), fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*). Kihagytuk azokat a fajokot, melyeknél az állat általi termésterjesztés is jelentős szerepet játszik, mivel ezek terjedésének modellezése jelen tanulmány lehetőségeit meghaladó összetett feladat. A tájmetriai méréseink alapját az Országos Erdőállomány Adattár adatai szolgáltatták. Az elemzéshez a QGIS 2.16. térinformatikai program NNjoin (Nearest Neighbour join) modulját és a TopoLynx v. 1.0. programot használtuk.

Az erdészeti tájak inváziós veszélyeztetését a következő változók alapján soroltuk mutatószámokkal (1 – 5) jellemzett osztályokba:

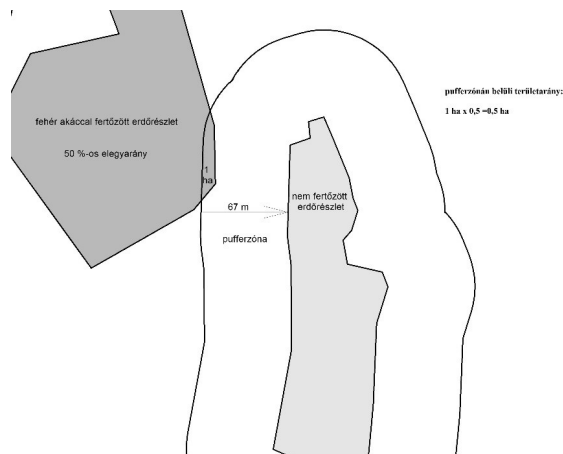
- Szomszédosság: Az inváziós fajt tartalmazó erdőrészekkel érintkező nem fertőzött erdőrészek száma a tájban / összes erdőresztlet száma az erdészeti tájban, inváziós fajt nem tartalmazó erdőrészek távolsága az inváziós fajt tartalmazó legközelebbi erdőresztlettől.
- Közvetlen környezet: A nem fertőzött erdőrészek pufferzónáján belüli inváziós fajok elegyaránnyal súlyozott terület értékeinek átlaga, az erdészeti tájra vonatkozóan (pufferzóna: a vizsgált, inváziós fajokot nem tartalmazó erdőresztlet köré generált sáv, melynek szélessége az adott fajúra jellemző hatékony termésterjesztési távolság) (Kota 2005; Landenberger et al. 2007; Morimoto et al. 2010; Schmiedel et al. 2013; Straigyté et al. 2015) (1. ábra, 1. táblázat).
- Táji környezet: Az inváziós faj területaránya az erdészeti táj területéhez képest.

$$T_{\text{puffer}} = T_{\text{invpuff}} * E_{\text{invfafaj}}$$

$T_{\text{puffer}}$ : inváziós faj pufferzónán belüli területaránya

$T_{\text{invpuff}}$ : inváziós faj pufferzónán belüli területe (ha)

$E_{\text{invfafaj}}$ : inváziós faj elegyaránya a fertőzött erdőresztletben (%)



1. ábra Példa a pufferzónán belüli elegyaránnyal súlyozott inváziós faj területének számítására  
Figure 1. Mixture ratio weighted area of invasive species inside buffer zone

1. táblázat A vizsgált inváziós fajok terjedési és termésterjesztési távolságai a feldolgozott források alapján  
 Table 1 Fruit dispersal distance of selected invasive woody species according to literature sources

Faj	Távolság (m)	Forrás
amerikai kőris	150	Schmiedel et al 2013
fehér akác	67	Morimoto et al 2010
zöld juhar	100	Straighté et al 2005
mirigyes bálványfa	200	Landenberger et al. 2007; Kota 2005

A kapott lineáris skálán elhelyezkedő mutatószámokat (1–5) egy általunk felállított prioritási sorrend szerint súlyoztuk és összegeztük. A súlyozáshoz kapcsolódó becslés során az inváziós folyamatokat ténylegesen tükröző terepi tapasztalatainkra támaszkodtunk. A legnagyobb inváziós kockázatot a pufferzónán belüli területnagyság (3×) jelenti. Kisebb szorzót kapott a szomszédossági viszonyokat jellemző érték (2×), míg az erdőrésztelen belüli területtel számított elegyarány esetében számoltunk a legkisebb kockázati tényezővel (1×). Az összegzett értékek alapján, erdészeti tájanként térképen ábrázoltuk az inváziós veszélyeztetést.

## Eredmények

### Szomszédosság

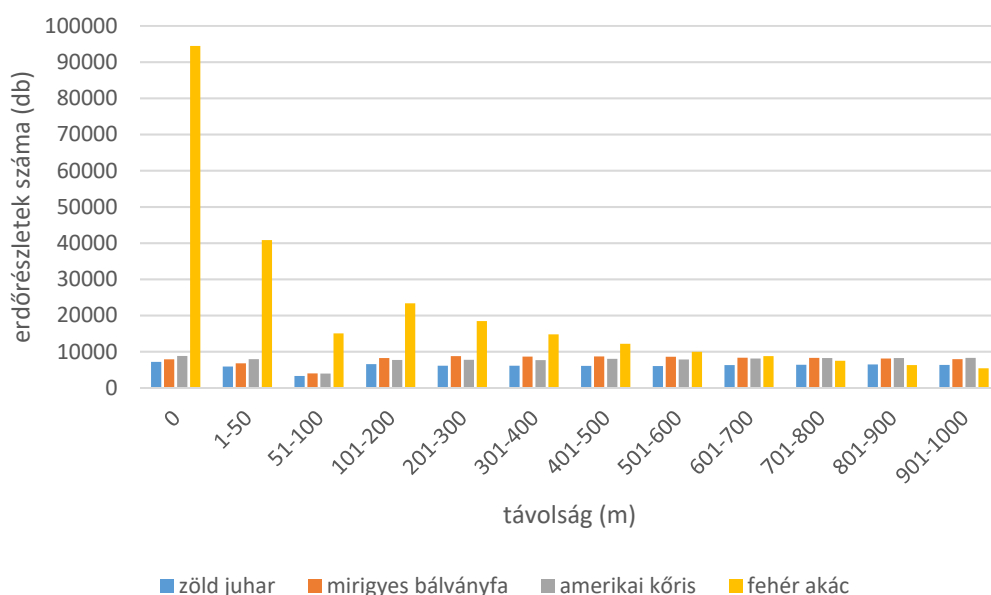
A legnagyobb szomszédosságból adódó inváziós veszélyeztetést a Nagykanizsai homokvidék és a Karancs–Medves-vidék értékei mutatják. Szintén magas mutatószámokat kapott a Nyírség, a Cserehát, a Tápíó–Zagyva vidék, a Heves–Borsodi-dombság, a Kelet-Zselic, a Belső-Somogyi homokvidék és a Duna–Tisza közti hátság.

A veszélyforrást jelentő szomszédos erdőrésztelenek eloszlását fajokonként elemeztük elegyarány értékek szerint. A legnagyobb elegyarány osztályban (76–100%) a fehér akác erdőrészteleneinek száma volt a legmagasabb, melyet az amerikai kőris, a zöld juhar és a mirigyes bálványfa követett. A legkisebb elegyarány osztályban is a fehér akác erdőrészteleneinek száma jelent meg a legnagyobb számban, melyet a bálványfa, az amerikai kőris és a zöld juhar követett. Az erdőrésztelenek eloszlásából következtethetünk az inváziós fajok elegyedésének jellemző módjára. A bálványfával fertőzött erdőrésztelenek nagy többségében a bálványfa 25% alatti elegyarányban fordul elő. Hasonló eloszlás figyelhető meg a zöld juhar és az amerikai kőris esetében is, ezeknél a fajoknál azonban a magasabb elegyarány értékek részesedése nagyobb. A fehér akác eloszlása karakteresen „kétsúcsú”; az akácok relatív többsége a legmagasabb elegyarány osztályba sorolható (76-100%), de jelentős a gyengébb akác fertőzöttség is (1–25%). Az elegyetlen akácok nagy száma részben a hosszú ideje tartó tömbszerű ültetésnek, részben a fehér akác kiváló vegetatív terjedő- és termőhelyátalakító képességének köszönhető (2. táblázat).

2. táblázat A szomszédos, érintkező erdőrészek számának eloszlása súlyozott elegyarány értékek szerint inváziós fafajonként

Table 2. Weighted mixture ratio of invasive species according to neighboring forest compartments

Elegyarány kategória (%)	Erdőrészek száma (db)			
	Zöld juhar	Mirigyes bálványfa	Amerikai kőris	Fehér akác
1-25	4853	6597	5762	30519
26-50	1231	926	1486	11252
51-75	502	216	684	9467
76-100	589	172	901	43237
Összesen:	7175	7911	8833	94475



2. ábra Az inváziósan nem fertőzött erdőrészek távolsága a hozzá legközelebb eső inváziós fafajt tartalmazó erdőrésztől

Figure 2. Distance of not infected forest compartment from the nearest infected forest compartment

Kiszámítottuk és értékeltük az inváziósan nem fertőzött erdőrészek távolságát a legközelebbi inváziós fajt tartalmazó erdőrésztől (1 km-es távolságig), mivel feltételezzük, hogy minél kisebb a távolság, annál nagyobb az inváziós veszélyeztetés mértéke.

Eredményeink szerint a fehér akác esetében található a legtöbb akácot tartalmazó erdőrésztel közvetlenül érintkező nem fertőzött erdőrészet, ennél jelentősen kevesebb szomszédos erdőrészet található a zöld juharnál, az amerikai kőrisnél és a mirigyes bálványfánál. A fehér akác esetében a távolságok növekedésével az erdőrészek számában csökkenés figyelhető meg. A legkevesebb szomszédos erdőrésztel a zöld juhar rendelkezik, melyet a mirigyes bálványfa és amerikai kőris követ (2. ábra).

### Közvetlen környezet

A fehér akác területi értékei a legnagyobbak a faj termésterjesztési zónáján (pufferzóna) belül, ezt követi az amerikai kőris, a zöld juhar és a bálványfa (3. táblázat).

A legnagyobb mutatószámot a Nyírség és Felső-Kemeneshát kapta, ebből a változóból adódóan itt a legnagyobb az akác további terjeszkedésének veszélye a vizsgált távolságon

belül. A legmagasabb értékszám azt jelentette, hogy átlagosan a pufferterületen belül a fehér akác területe 8,81–11,00 ha közé esik.

A bálványfa esetében a Villányi-hegység területén a legnagyobb a területarány, a pufferen belül 0,49 ha-os átlagértékkel, ezt követte a Tolnai-hegyhát, Külső-Somogy és a Dunai-szigetek.

Az amerikai kőris további fertőzésének leginkább kitett tájak közé a Bodroghöz, valamint az Alsó- és Felső-Tisza ártér tartozik, ezzel szemben az inváziós fertőzés veszélyének legkevésbé kitett a Visegrádi-hegység, a Kőszegi-hegység és az Aggteleki-karszt vidéke.

A zöld juhar pufferterületen belüli területaránya a Dunai-szigetek, a Közép-Duna menti sík és a Közép-Tisza ártérben volt a legjelentősebb. A további fertőzés veszélyének elsősorban az ártéri tájegységek vannak kitéve.

3. táblázat Az inváziós fajok pufferterületen belüli elegyarányal súlyozott területe erdőrészek szerint  
Table 3. Mixture ratio weighted area of invasive species inside buffer zone according to forest compartments number

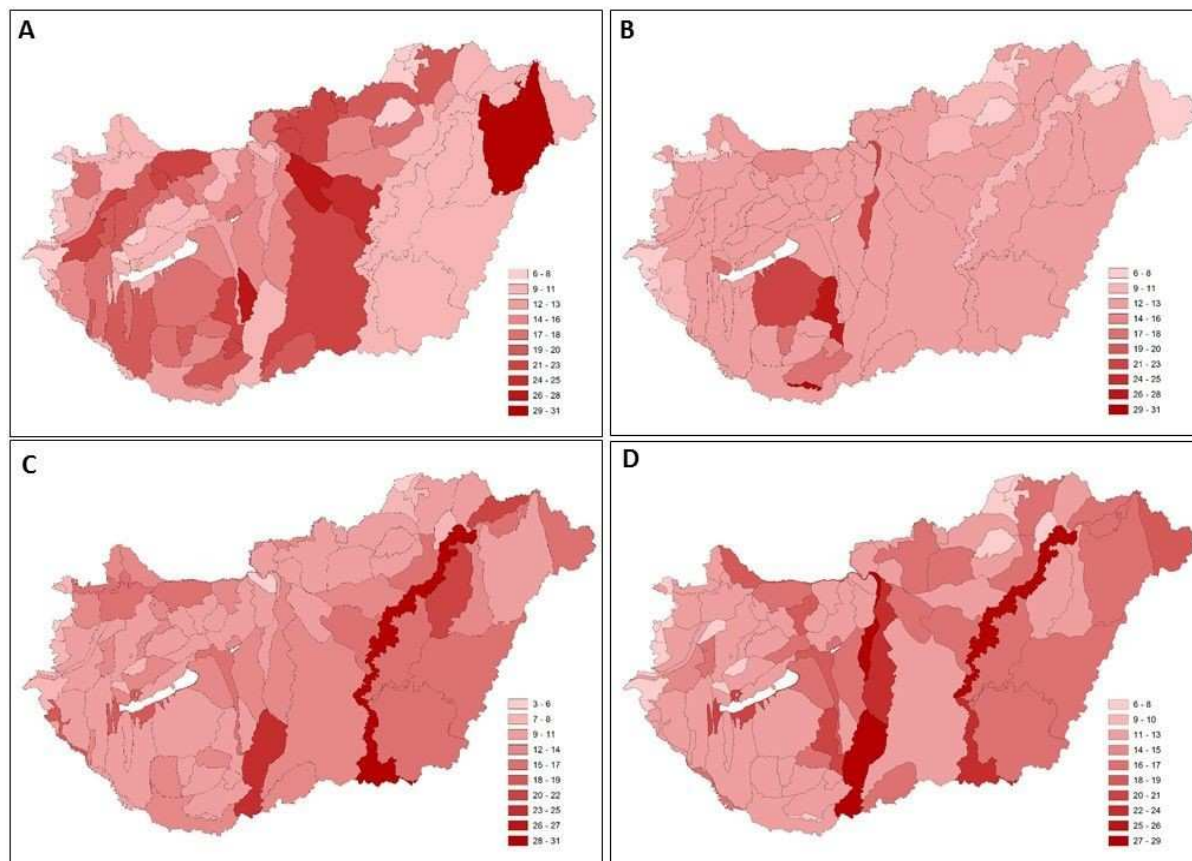
Terület (ha)	Erdőrészek száma (db)			
	Fehér akác	Amerikai kőris	Mirigyes bálványfa	Zöld juhar
0.00	91	6	0	0
0,01–10,00	109530	23002	25190	15417
10,01–20,00	19428	503	23	197
20,01–30,00	6169	90	0	37
30,01–40,00	1957	12	0	7
40,01–50,00	631	7	0	0
50,01–60,00	190	1	0	0
60,01–70,00	78	0	0	0
70,01–80,00	18	0	0	0
80,01–90,00	9	0	0	0
90,01–100,00	7	0	0	0
100,01–110,00	1	0	0	0

### Táji környezet

Az inváziós veszélyeztetés harmadik változója az inváziós fafaj erdészeti tájon belüli területaránya. A fehér akác területarányai a Nyírségben és a Gödöllő-dombságban a legmagasabbak, de a Pannonhalmi-dombság, a Geresdi-dombság, valamint a Karancs–Medves-vidéken szintén jelentős területarány mutatkozott. A mirigyes bálványfa területaránya a Villányi-hegységben, a Tolnai-hegyháton és Szekszárdi-dombvidéken kiemelkedő. Az amerikai kőris területaránya az Alsó-Tiszai-ártéren a legmagasabb. A fafaj jelentős borítással rendelkezik más folyóvölgyekben elhelyezkedő erdészeti tájakon (Közép-Tiszai ártér, Közép- és Alsó-Dunai-ártér, Kerka–Mura-völgy) és a Balatoni-medencében is. A zöld juhar területaránya a Dunai-szigeteken kiugróan magas, a Közép- és Alsó-Duna ártéren, a Balatoni-medencében, a Közép-Tiszai-ártéren szintén jelentős.

### Következtetések

Az előzőekben ismertetett három változó (szomszédosság, közvetlen környezet, táji környezet) súlyozott összesítése alapján, minden erdészeti táj értékszámot kapott, mely a vizsgált fafajok további inváziójának esélyét jellemzi (3. ábra).



3. ábra Az erdészeti tájak inváziós veszélyeztetése a vizsgált fafajok súlyozott értékszámai alapján

Jelmagyarázat: A: fehér akác; B: mirigyes bálványfa; C: amerikai kőrís; D: zöld juhar

Figure 3. Invasive threat by the analyzed invasive woody species according to the examined summarized values.

Abbreviations: A: black locust; B: tree of heaven; C: red ash; D: box elder

### Fehér akác

A vizsgált fafajok közül a fehér akác inváziós jelentősége kiemelkedik a magyarországi erdőkre vonatkozóan, amit a külön-külön vizsgált változók értékszámai és a súlyozott értékek is megerősítenek. A magas értékek kialakulásának alapvető oka a fafaj hosszú ideje tartó, változatos termőhelyi feltételek közé és nagy területekre történő ültetése, mely folyamat napjainkban is töretlen. A fehér akác területgyarapodásának másik fő oka a spontán erdősödés útján való terjeszkedése, mely szorosan kapcsolódik az ültetések útján történő területgyarapodáshoz.

Az inváziós értékszámok alapján kiemelkedő erdészeti táj a Nyírség, további térhódítása prognosztizálható, ami több tájszerkezeti jellegzetességnek tudható be. A tájban az akácos erdőrészek alakját jellemző terület-kerület arányból számított értékek azt mutatják, hogy az erdőrészek tömbszerűen helyezkednek el, nem fragmentáltak, mindemellett magas elegyaránnyal rendelkeznek, ami további terjedési forrásaként szolgál. Az akáccal érintkező nem fertőzött erdőrészek száma országos rangsorban a második legmagasabb a Nyírségben (10938 db), a pufferterületen belüli átlagos területarány pedig 10,92 ha volt. Ezen értékek egyértelműen jelzik, hogy további emberi beavatkozás nélkül is jelentősen kitétek a jövőbeli invázióknak a tájegységbe tartozó erdőrészek, a még nem fertőzött erdőrészek.

A Kőszegi-hegység, a Kőszeg-hegyalja, a Soproni-hegység, az Aggteleki-karszt, a Rudabánya, az Alsó- és Felső-Örség, a Pinka-fennsík és a Központi-Bükk az akác szempontjából a további fertőzés kockázatának kevésbé kitétt erdészeti tájaink.

### **Mirigyes bálványfa**

A mirigyes bálványfa erőteljes terjedése várható a Villányi-hegységben, a Tolnai-hegyháton, a Szekszárdi-dombvidéken, a Dunai-szigeteken és Külső-Somogyban. A Villányi-hegységben található erdőrészekben a pufferterületen belül a legnagyobb területarányal (0,49 ha) vannak jelen a többi erdészeti tájhoz viszonyítva, ezért itt a további terjedés veszélye fokozott. A szomszédossági értékszám (0,09) magas ebben a tájegységben, míg az erdőrészek alakja nagy változatosságot mutat, egybefüggő tömböket és nagy kerületű erdőrészek egyaránt találhatóak. A Villányi-hegység természetvédelmi jelentősége aktív beavatkozásokat tesz szükségessé a további terjedés megfékezésére. Természetvédelmi szempontból a faj nemcsak erdeinkben jelent problémát, hanem gyepterületeinken is jelentős gondot okoz (Demeter és Czóbel 2016).

A Nyugat-magyarországi peremvidék erdősült tájain (Kőszegi-hegység, Kőszeg-hegyalja, Soproni-hegység, Felső- és Alsó-Őrség), a Központi-Bükkben és az Aggteleki-karszt vidékén nem várható a faj jelentős mértékű további térhódítása.

### **Amerikai kőris és zöld juhar**

A zöld juhar és az amerikai kőris további terjedése elsősorban a folyómenti ártéri erdőket fenyegeti. A két fajtával fertőzött erdőrészek térképei között jelentős átfedés fedezhető fel.

Az amerikai kőris terjedése a következő tájainkon prognosztizálható: Közép-Tiszai-ártér, Alsó-Tiszai-ártér, Közép-Dunai ártér, Alsó-Dunai-ártér. A Közép-Tiszai ártéren hosszú, keskeny, kis területű amerikai kőrist tartalmazó erdőrészek találhatóak, melyek növelik a fertőzés kockázatát, tehát befolyásoló tényező az erdőrészek alakja is, melyet a terület-kerület aránnyal lehet jellemezni. A további fertőzésnek legkevésbé a Kőszegi-hegység, az Aggteleki-karszt és a Visegrádi-hegység van kitéve.

A zöld juhar további terjedésével leginkább veszélyeztetett tájaink a Dunai-szigetek, a Közép-Tiszai-ártér, az Alsó-Tiszai-ártér, a Közép- és Alsó-Duna-ártér, és a Közép-Duna-menti sík. A pufferterületen belül átlagosan a Dunai-szigetekre (3,22 ha), a Közép-Tiszai ártérre (2,89 ha) és a Közép-Duna-menti síkra (2,51 ha) kaptuk a legnagyobb területarányt. A felsorolt ártereken a pufferterületek fertőzöttségétől függetlenül is magas az inváziós kockázat, mert a folyó nagyobb távolságokra is hatékonyan tudja teríteni ezen inváziós fajok lependékterméseit. A víz általi potenciális termésterjesztési távolságot nem volt lehetőségünk bevonni az elemzésbe, mert a vonatkozó szakirodalmi források erősen hiányosak, a hidrológiai viszonyok modellezése pedig meghaladná kutatásunk lehetőségeit.

## **Összegzés**

Kutatásunk során az inváziós veszélyeztetés jellemzésére kétféle, faj és erdészeti táj szempontú megközelítést alkalmaztunk. A fajokra vonatkozó elemzések, melyek a szomszédosság és az elegyarány viszonyok kapcsolatára, a legközelebbi potenciális propagulumforrás távolságára, valamint az erdőrészek közvetlen környezetére vonatkoznak, jól jellemzik a vizsgált fajok inváziós stratégiájában, terjedőképességében mutatkozó különbségeket. Az eredmények az eddigiéknél pontosabban jellemzik a fajok országos inváziós jelentőségét és körvonalazzák jövőbeli terjedési lehetőségeiket.

Az erdészeti tájakra vonatkozó részletes adatok értelmezése során a tájakat különböző típusokba sorolhatjuk aszerint, hogy inváziós veszélyeztetésük milyen sajátosságokat tükröz és ezzel összefüggésben milyen tájökölógiai szempontokat is figyelembe vevő stratégia szükséges állapotromlásuk megakadályozása érdekében (4. táblázat). Legegyszerűbb súlyozott értékszámuk alapján azoknak a tájaknak a minősítése, melyeknél a komponens értékek (szomszédosság, közvetlen környezet, táji környezet) nem térnek el egymástól jelentősen. Ezeket a tájakat értékszámuk alapján az adott faj szempontjából egyértelműen erősen,



közepesen vagy gyengén veszélyeztetettnek értékelhetjük.

Azoknál a tájaknál, ahol a három vizsgált érték valamelyike jelentősen eltér a többihez képest, a végső értékelésnél alkalmazott súlyozástól függetlenül, figyelembe kell venni a jelenség táji adottságokból adódó következményeit. Rövid távon kevésbé veszélyeztetési invázió az aktuális erdőterületeket azokon a tájakon, ahol az inváziós fafaj tájon belüli területaránya nagy ugyan, de az inváziós állományok közvetlen környezetében, szomszédságában nincsenek még nem fertőzött erdőrészek (pl. fragmentált erdők esetében). Ez azonban azt is jelentheti, hogy az adott fafaj ezeken a tájakon elsősorban gyepekben, felhagyott mezőgazdasági területeken terjeszkedik és nem üzemtervezett erdőkben. Az előzőekhez képest, fordított esetben az erdőket sújtó inváziós veszély igen jelentős lehet, annak ellenére, hogy a táj területéhez képest az özönfaj borítása csekélyebb (pl. folyóvölgyekben terjedő fafajok). Jelentős azoknak az erdészeti tájaknak a száma, ahol a szomszédságból adódó veszélyeztetés értékszámai jóval magasabbak, mint a „nem fertőzött” erdőrészek pufferzónája alapján számított értékszám. Ez a látszólagos ellentmondás arra utal, hogy az özönfajok sok esetben jelen vannak a „nem fertőzött” erdőrészek közvetlen szomszédságában, de nem alkotnak feltétlen nagy állományokat.

Az inváziós fafajok terjedési esélyeinek pontosabb meghatározásához további propagulumterjesztéssel kapcsolatos tényezők bevonása szükséges a jövőben. További kutatásainkba szeretnénk bevonni a talált erdők inváziós fertőzésének vizsgálatát is, mely lehetőséget adhat a ténylegesen megtörtént inváziós folyamatok megismerésére a spontán eredetű erdőállományok adatain keresztül.

4. táblázat Az erdészeti tájak inváziós veszélyeztetése fafajonként  
Table 4. Invasive risk assessment of forest compartments

Erdészeti táj		Aggteleki-karszt	Alsó-Kemeneshát	Alsó-Órség	Alsó-Tiszai-ártér	Bácskai-lőszhát	Balaton-felvidék	Balaton-medence	Baranyai-hegyhát és Völgyseg	Belső-Somogyi-homokvidék	Berettyó-Körös-vidék	Bodrogtó	Borsodi-dombság	Borsod-Zempléni-síkság	Börzsöny	Bükkalji-dombságok	Cserehát	Dél-Baranyai-dombság	Déli-Bakony	Devecseri-Bakonyalja	Dráventi-síkság	Dunai-szigetek	Duna-Tisza közti hátság	Felső-Kemeneshát	Felső-Órség	Fertő-Hanság-medence	Gerecse	Geresdi-dombság	Göcseji-dombság	Gödöllői-dombság
Fehér akác	puffer	1	3	1	1	4	1	1	2	2	1	1	1	1	1	2	2	3	1	1	1	1	3	5	1	1	1	3	1	4
	elegyarány	3	4	2	3	4	3	4	4	4	4	5	4	4	4	4	4	5	3	4	4	4	4	5	2	3	4	5	4	4
	szomszédosság	1	4	1	2	3	3	2	4	5	3	3	1	3	4	4	5	4	3	1	4	4	5	1	1	2	3	4	4	5
	súlyozott értékszám	8	21	7	10	22	12	11	18	20	13	14	9	13	15	18	20	22	12	9	15	15	23	22	7	10	13	22	15	26
Mirigyes bálványfa	puffer	2	2	1	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	3	2	2	2	2	4	2	2	1	1	2	3	1	2
	elegyarány	3	2	1	2	3	2	2	3	2	3	1	1	4	3	2	3	2	3	3	2	3	3	3	1	1	2	3	2	2
	szomszédosság	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	3	2	2	2	4	2	2	1	1	2	2	2	2
	súlyozott értékszám	13	12	6	12	13	12	12	13	12	13	6	6	14	13	12	13	17	13	13	12	23	13	13	6	6	12	16	9	12
Amerikai kőris	puffer	0	1	1	5	2	1	2	2	1	2	4	1	2	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	3	2	1	1	1
	elegyarány	0	2	2	2	2	1	2	2	1	2	2	3	2	1	2	2	2	2	1	2	2	2	5	2	2	1	2	1	1
	szomszédosság	1	2	1	5	2	2	4	2	2	3	3	1	3	2	2	2	2	2	1	3	2	2	2	1	2	2	2	2	2
	súlyozott értékszám	2	9	7	27	12	8	16	12	8	14	20	8	14	8	9	9	9	12	6	11	9	12	12	7	15	11	9	8	8
Zöld juhar	puffer	1	3	1	4	3	2	4	3	2	3	3	1	3	2	2	3	2	2	1	2	5	2	1	1	2	2	2	2	3
	elegyarány	1	2	1	3	2	3	4	3	3	3	2	1	4	3	2	3	3	2	3	3	4	3	1	1	3	2	2	2	4
	szomszédosság	1	1	1	4	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	1	1	2	4	2	1	1	2	2	2	1	2
	súlyozott értékszám	6	13	6	23	15	13	20	16	13	16	15	6	17	13	12	16	13	10	8	13	27	13	6	6	13	12	12	10	17

Erdészeti táj		Erdészeti táj																												
		Gyöngyös-Hevesi-síkság	Gyöngyös-sík	Cyőr-Tatai teraszos vidék	Hajdúság	Heves-Borsodi-dombság	Hortobágy	Ikva-Répe-sík	Ipoly-medence	Kanizsai-homokvidék	Karancs-Medves-vidék	Kélelti-Bakony	Kélelt-Zalai-lőszvidék	Kélelt-Zselic	Kemenesalja	Kerka-Mura-völgy	Keszthelyi-dolomitvonulat	Kőrös-Maros-köze	Kőszeg-hegyalja	Kőszegi-hegység	Közép- és Alsó-Duna-ártér	Közép-Dráva völgy	Közép-Duna-menti sík	Középső-Cserhát-vidék	Közép-Tisza-ártér	Központi-Bükk	Külső-Somogy	Magas-Bakony	Marcali-hát	Mátra
Fehér akác	puffer	2	1	4	1	2	1	2	3	2	2	1	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	2	3	1	1	2	1	2	1
	elegyarány	5	4	4	5	4	4	4	5	4	4	4	4	4	5	3	3	4	3	2	3	4	4	5	4	3	4	3	4	4
	szomszédosság	4	4	4	3	5	3	4	4	5	5	3	4	5	4	3	3	3	1	1	3	3	4	5	2	1	4	3	4	4
	súlyozott értékszám	19	15	24	14	20	13	18	22	20	20	13	18	20	22	12	12	13	8	7	12	13	18	24	11	8	18	12	18	15
Mirigyes bálványfa	puffer	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	3	2	1	3	2	1	1	2	2	2	2	1	1	4	2	2	1	
	elegyarány	3	3	2	3	2	4	2	2	2	2	3	2	2	3	1	2	3	1	1	3	2	3	3	2	1	2	2	2	
	szomszédosság	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	1	3	2	1	1	2	2	2	2	2	1	4	2	2	2	
	súlyozott értékszám	13	13	14	13	9	14	12	12	12	12	13	12	17	13	6	17	13	6	6	13	12	13	13	9	6	22	12	12	9
Amerikai kóris	puffer	2	1	3	1	1	3	2	2	1	1	1	1	1	2	2	2	1	0	3	1	2	1	5	2	1	1	1	1	
	elegyarány	2	2	2	2	1	2	2	2	1	1	2	2	1	2	2	2	2	0	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	
	szomszédosság	2	2	2	3	2	5	2	2	3	2	2	2	2	2	4	2	3	1	1	5	2	2	5	1	2	2	2	2	
	súlyozott értékszám	12	9	15	11	8	21	12	12	10	8	9	9	8	12	16	12	14	7	2	21	9	12	9	27	10	9	9	9	8
Zöld juhar	puffer	2	2	3	2	2	2	2	2	2	3	2	2	3	2	2	3	1	1	4	3	5	3	5	1	2	2	2	3	
	elegyarány	4	2	4	4	3	2	3	2	2	3	4	2	2	3	3	4	1	1	3	5	4	3	4	1	3	2	4	3	
	szomszédosság	2	1	2	2	1	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	1	1	5	2	2	2	4	1	2	1	2	2	
	súlyozott értékszám	14	10	17	14	11	12	13	12	12	10	16	14	12	15	13	13	17	6	6	25	18	23	16	27	6	13	10	14	16

Erdészeti táj																											
		Mecsek	Mezőföldi-lőszhát	Mosoni-síkság	Nagykunság	Nyírség	Nyugati-Cserhát-vidék	Nyugat-Zselic	Pannonhalmi-dombság	Pápa-Devecseri-síkság	Pápai-Bakonyalja	Pilis-Budai-hegység	Pinka-fennsík	Rábaköz	Rába-völgy	Rétköz	Rudabánya-Szalonnai-hegység	Sárrét-Sárvíz-völgye	Soproni-dombság	Soproni-hegység	Súri-Bakonyalja	Szatmár-Beregi-síkság	Szerencsi-dombság	Szigetköz	Tápió-Zagyva-vidék	Tátika-csoport	Tengelic-homokvidék
Fehér akác	puffer	1	2	1	1	5	3	2	3	3	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	3	1	4	1	4
	elegyarány	4	4	3	4	5	5	4	5	5	4	3	3	4	3	4	3	4	4	2	4	4	4	2	4	4	5
	szomszédosság	4	4	3	3	5	5	4	4	4	4	4	1	3	4	3	1	4	1	1	4	3	1	3	5	1	5
	súlyozott értékszám	15	18	12	13	30	24	18	22	22	18	14	8	13	14	13	8	15	9	7	18	13	15	11	26	9	27
Mirigyes bálványfa	puffer	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	1	2	1	2	2	2	2	2	2
	elegyarány	2	2	2	3	3	3	2	2	3	3	2	2	3	2	5	1	2	2	1	2	1	3	2	2	2	2
	szomszédosság	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	1	1	2	2	1	2	1	2	2	2	2	2
	súlyozott értékszám	12	12	12	13	13	13	12	12	13	13	12	10	13	12	10	6	12	12	6	12	6	13	12	12	12	12
Amerikai kőris	puffer	1	2	2	3	1	1	2	2	1	2	1	1	2	1	2	1	2	1	1	1	2	1	2	3	1	1
	elegyarány	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	1	2	1	2	1	1	1	2	1	2	2	3	2
	szomszédosság	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	4	2	3	1	4	1	1	2	3	1	2	2	1	2
	súlyozott értékszám	8	12	12	15	9	9	12	12	9	12	8	7	16	8	14	6	16	6	6	8	14	6	12	15	8	9
Zöld juhar	puffer	2	3	2	3	3	2	2	2	2	2	2	1	2	2	3	1	4	1	2	2	4	1	4	3	1	2
	elegyarány	2	4	3	3	4	3	3	4	3	2	2	1	3	2	3	1	3	1	3	2	4	1	3	4	1	3
	szomszédosság	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	1	2	2	2	1	2	1	1	2	2	1	2	2	1	2
	súlyozott értékszám	12	17	13	16	17	13	13	12	13	12	12	6	13	12	16	6	19	6	11	12	20	6	19	17	6	13

Erdészeti táj		Tolnai-hegyhát és Szekszárdi-dombvidék	Velencei-hegység	Velence-vidéki dombvidékek és medencék	Vértes	Vértessaljai-dombság	Villányi-hegység	Visegrádi-hegység	Zempléni-hegység
Fehér akác	puffer	3	2	2	1	2	3	1	1
	elegyarány	4	4	4	4	5	4	3	3
	szomszédosság	4	4	4	3	3	1	3	3
	súlyozott értékszám	21	18	18	13	17	15	12	12
Mirigyes bálványfa	puffer	4	2	2	2	2	5	2	2
	elegyarány	2	2	2	2	3	3	3	3
	szomszédosság	5	2	2	2	2	5	2	2
	súlyozott értékszám	24	12	12	12	13	28	13	13
Amerikai kóris	puffer	1	2	2	1	1	2	0	1
	elegyarány	1	1	2	1	2	1	0	2
	szomszédosság	2	2	1	2	2	1	1	2
	súlyozott értékszám	8	11	10	8	9	9	2	9
Zöld juhar	puffer	3	3	2	2	4	1	2	2
	elegyarány	3	3	3	2	3	1	5	4
	szomszédosság	3	2	2	2	2	1	1	1
	súlyozott értékszám	18	16	13	12	19	6	13	12

**Köszönetnyilvánítás**

A kutatás a "Soproni Egyetem Struktúraváltási Terve" - 32388-2/2017 INTFIN sz. projekt keretében az Emberi Erőforrások Minisztériuma támogatásával valósult meg.

**Irodalom**

- Andow D. A., Kareiva P. M., Levin S. A., Okubo A. 1993: Spread of invading organism: patterns of spread. In: Kim K. C. (eds.) *Evolution of Insect Pests: The Pattern of Variations* Wiley, New York, pp. 219-242.
- Bartha D., Bidló A., Berki I., Király G., Koloszar J., Mátyás Cs., Víg P. 2006: Magyarország erdészeti tájai. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest, pp. 154.
- Brancatelli G. I. E., Zalba S. M. 2018: Vector analysis: a tool for preventing the introduction of invasive alien species into protected areas. *Nature Conservation* 24: 43–63.
- Csorba P. 2006: Hazai tájak ökológiai szempontú szerkezetének vizsgálata. A III. Magyar Földrajzi Konferencia tudományos közleményei. MTA FKI Budapest CD melléklet, 120 p.
- Demeter A., Czóbel Sz. 2016: A mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) hazai kutatásainak áttekintése és inváziójának mértéke a hazai élőhelyeken. *Természetvédelmi Közlemények* 22: 20–32.
- Goodwin J. B. 2003: Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology* 18: 687–699.
- Grosholz E. D. 1996: Contrasting rates of spread for introduced species in terrestrial and marine systems. *Ecology* 77: 1680–1686.
- Hasting A., Cuddington K., Davies K. F., Dugaw C. J., Elmendorf S., Freestone A., Harrison S., Holland M., Lambrinos J., Malvadkar U., Melbourne A. B., Moore K., Taylor C., Thompson D. 2005: The spatial spread of invasions: new developments in theory and evidence. *Ecology Letters* 8: 91–101.
- Kota N. L. 2005: Comparative seed dispersal, seedling establishment and growth of exotic, invasive *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle and native *Liriodendron tulipifera* (L.). MS thesis, West Virginia Univ., Morgantown WV., unpublISHED manuscript.
- Kucsicsa G., Grigorescu I., Dumitrascu M., Doroftei M., Năstase M., Herlo G. 2018: Assessing the potential distribution of invasive alien species *Amorpha fruticosa* (Mill.) in the Mures Floodplain Natural Park (Romania) using GIS and logistic regression. *Nature Conservation* 30: 41–67.
- Landenberger R. E., Kota N. L., McGraw, J. B. 2007: Seed dispersal of the non-native invasive tree *Ailanthus altissima* into contrasting environments. *Plant Ecology* 192(1): 55–70.
- Lóczy D. 2002: Tájértékelés, földértékelés. *Studia Geographica Series. Dialóg Campus*, Budapest-Pécs, 308 p.
- Lóczy D. 2007: A leggyakrabban használt tájmetriai mutatók. In: Kerényi A. (szerk.): Tájvédelem, Pedellus Tankönyvkiadó, Debrecen, pp. 174-177.
- Mezősi G., Barta K., Bódis K., Géczy R., Tóthné Farsang A. 2008: A táji mintázatok kvantitatív elemzése. OTKA Munkabeszámoló, kiadatlan kézirat.
- Moritmoto J., Kominami R., Koike T. 2010: Distribution and characteristics of the soil seed bank of the black locust (*Robinia pseudoacacia*) in a headwater basin in northern Japan. *Landscape and Ecological Engineering* 6(2): 193–199.
- Moser D., Zechmeister H. G., Plutzer C., Sauberer N., Wrba T., Grabherr G. 2002: Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscape. *Landscape Ecology* 17(7): 657–669.
- Schmiedel D., Huth, F., Wagner S. 2013: Using data from seed dispersal modelling to manage invasive tree species: The example of *Fraxinus pennsylvanica* Marshall in Europe. *Environmental Management* 52(4): 851–860.
- Straigytė L., Cekstere G., Laivins M., Marozas V. 2015: The spread, intensity and invasiveness of the *Acer negundo* in Riga Kaunas. *Dendrobiology* 74: 157–168.
- Szabó Sz. 2009: Tájmetriai mérőszámok alkalmazási lehetőségeinek vizsgálata a tájanalízisben. Habilitációs értekezés, Debrecen, 107 p.
- Szabó Sz. 2011: Szomszédsági mérőszámok a tájmetriában – az indexek módszertani vizsgálata. *Tájökológiai Lapok* 9(2): 285–300.

**INVASIVE DISPERSAL RISK ASSESSMENT OF BLACK LOCUST, BOX ELDER, RED ASH, AND TREE OF HEAVEN IN HUNGARIAN NATIONAL FORESTS**

V. TIBORCZ – F. MAJOR – G. ZAGYVAI – D. BARTHA

University of Sopron, Faculty of Forestry, Department of Botany and Nature Conservation  
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4., e-mail: tiborc.viktor@uni-sopron.hu

**Keywords:** nearest neighborhood forest compartment, invasive tree species, fruit dispersal distance, buffer zone

A risk assessment study was done to investigate invasive plant dispersal in managed Hungarian forests, based on the National Forest Database. Four invasive tree species, most wind dispersed, *Robinia pseudoacacia* (black locust), *Acer negundo* (box elder), *Fraxinus pennsylvanica* (red ash), and *Ailanthus altissima* (tree of heaven) were studied. Three variables were observed in order to measure invasion risk: fruit/seed dispersal rate in area within buffer zone, neighbouring distance of forest compartments, and seed dispersal mixture rate of invasive species. These variables were weighted for each forest region then classified according to summarized value of invasiveness. Results show that the average mixture rate of invasive species in a forest region does not mean a higher risk of invasiveness, since the neighbouring and dispersal rate of invasive species inside buffer zones play a more important role. The most endangered forest regions for invasive tree dispersal was the Danube islands, Lower and Middle Tisza floodplain, Tolna region and Szekszárd Hills, Lower and Middle Danube floodplain, Tápió–Zagyva region, Győr–Tata region, and Nyírség.

## ESZTERGOM ZÁRTKERTJEINEK TÖRTÉNETI TERÜLETHASZNÁLATI VIZSGÁLATA A 19. SZÁZADTÓL NAPJAINKIG

MOLNÁRNÉ ABICZ Kinga<sup>1,2</sup>, VASZÓCSIK Vilja<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék, 1118 Budapest, Villányi út 29–43.

<sup>2</sup>Budapest Főváros Kormányhivatala; Földmérési, Távérzékelési és Földhivatali Főosztály, 1149 Budapest, Bosnyák tér 5.

<sup>3</sup>Lechner Tudásközpont Területi, Építészeti és Informatikai Nonprofit Korlátolt Felelősségű Társaság, 1111 Budapest, Budafoki út 59., E/3. ép.

**Kulcsszavak:** külterület, zártkert, szőlőskertek, tájhasználat, tájváltozás

**Összefoglalás:** Vizsgálatunk fókuszában a speciálisan magyar fogalom, a zártkertek létrejöttét és átalakulását követjük nyomon a 19. századtól napjainkig Esztergom város területén. A filoxéravész (1800-as évek vége, 1900-as évek eleje) előtti időkben Esztergomban, csakúgy, mint az ország számos települése esetében meghatározó, és csaknem kizárólagos művelési formaként jelent meg a szőlőművelés. A vulkanikus talaj kedvező alapot adott a szőlőtermesztés hagyományának, mely évszázadokig meghatározó eleme volt a tájnak. A 20. században a földtulajdon és földhasználati formák újradefiniálásával a volt szőlőterületeken megjelent a zártkert, mint speciális jogi forma, mely a kiskertes mezőgazdasági használatot jelölte meg elsődleges funkcióként. Az aktuális társadalmi-gazdasági folyamatok hatására a zártkertek használata és határai is változtak, egyes területeket belterületbe vontak, másokat zártkertté minősítettek. A belterületbe vonás elsődleges indokaként a lakófunkció kiterjesztése, egyfajta belső szuburbanizáció jelentkezik a zártkertes övezetben. A volt szőlőskertek átalakulása zártkertté és a mai állapot között eltelt időszak dinamikáját tekintve elmondható, hogy ezen területeken az erőteljes fejlődés és a drasztikus visszaesés váltakozása jellemzi az egyes korszakokat. Célunk, hogy a zártkertek történeti vizsgálata során a korszakokhoz kapcsolódó folyamatokat feltárjuk és mint különleges funkciójú mezőgazdasági formát, mint tájérték és mint őrzendő ökológiai területet bemutassuk Esztergomi mintaterületen.

### Bevezetés

A zártkert, mint sajátosan magyar fogalom a mezőgazdasági táj és település között olyan átmenetet képez, mely részben a települések, részben a nagytáblás mezőgazdasági területekhez is joggal kapcsolódnak. Jogilag a településhez kapcsolódó földrésztelkek, melyek az 1960-as évek nagyüzemi mezőgazdasági árutermelésre nem alkalmas területeiként alakultak ki, az 1959. évi 24. tv. erejű rendelet (a mezőgazdasági nagyüzemi gazdálkodásra alkalmas területek kialakításáról) végrehajtási utasításában (16/1959. (V. 30.) FM rendelet) foglaltak szerint; „A jelen rendelet végrehajtása szempontjából zártkertnek kell tekinteni a kertszerűen művelt, kisebb parcellákra tagolt olyan területet (veteményes kert, kenderföld, szőlős-gyümölcsös kert stb.), amely háztáji gazdaság céljára alkalmas.”

A rendelet kezdetben megfogalmazza, hogy a háztáji gazdálkodásra alkalmas területek (szőlő, gyümölcsös, kenderföldek, veteményes kert) minősülnek zártkertnek. Majd az 1967. évi IV. tv. a földtulajdon és a földhasználat továbbfejlesztéséről tartalmaz először részletesebb előírásokat (önálló fejezetben) a zártkertekről. A törvény kimondja, hogy ezen területek a város (község) külterületén helyezkednek el, a nagyüzemi mezőgazdálkodásra alkalmas területektől elkülönítve („zártkert: a község (város) külterületének nagyüzemileg nem művelhető, elkülönített része”).

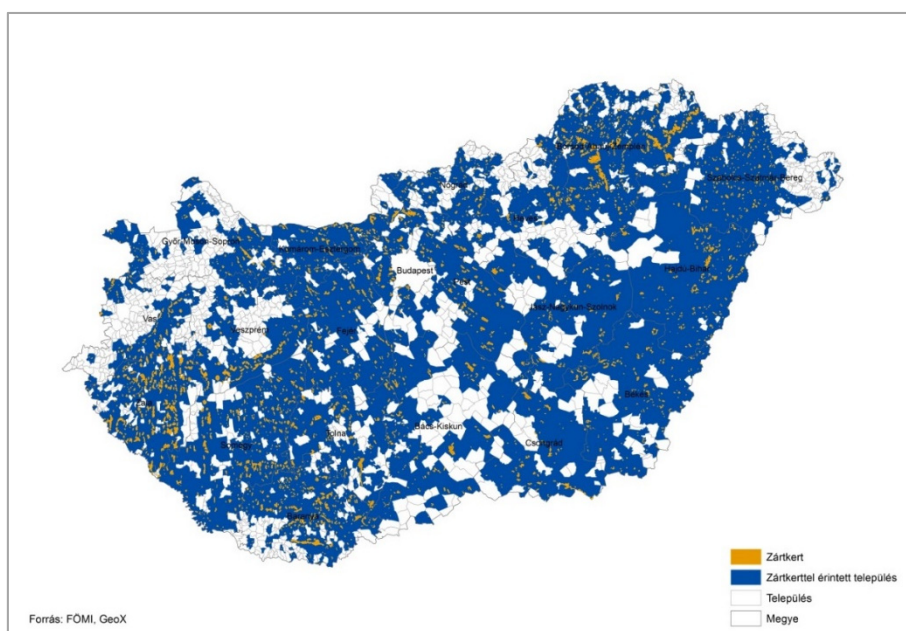
A zártkert ma már nem létező jogi fogalom, jelenleg „különleges külterület” az 1994. évi LV. törvény értelmében. Az építési jog csak jelentős késéssel követte a földügyi szabályozást, 1997-ben születtek meg és 1998. január 1-től lettek hatályosak az alapvető új jogszabályok, mint az épített környezet alakításáról és védelméről szóló LXXVIII. tv. („Építési tv.”, Étv.),



valamint a 253/1997 (XII. 20.) Kormányrendelet az országos területrendezési és építési követelményekről (OTÉK) A zártkert mégis létezik tulajdoni lapokon, ingatlan nyilvántartási térképeken. A termőföldről szóló 1994. évi LV. törvény a korábbi földtörvényt (1987. évi I. tv. a földről) hatályon kívül helyezte, mely túlságosan megengedőnek bizonyult a zártkerti területek kijelölése során. Indokolatlanul kis területen (5 ha) engedélyezte a zártkertek kijelölését, habár előzetes táji-környezeti vizsgálat sem volt szükséges a rendezési tervek készítése során, ill. azt megelőzően, noha egy új területfelhasználási-rendezési övezet kialakítását eredményezte.

A kertek jelenlétének fontosságát és helyét a város-vidék funkciók között ezredévre visszavezethető múltja bizonyítja leginkább. Magyarországon hagyományosan a kert, „kerített tér” a honfoglaláskori időkben leginkább állattartó ólaskertek voltak, majd később a magyarság növénytermesztésre való áttéréssel a kertek nagyrésze kikerült a szántóföldek mellé, így a falvak, városok peremén és a városok alatt található szőlők, gyümölcsösök, veteményesek elkerített térben védettek voltak a kóborló jószág ellen (Ónodi és Cros-Kárpáti 2004). A „kerthelyek” kialakulását földrajzi, domborzati és talajtani adottságok is meghatározták, amennyiben alkalmas tér nyílt az egyes növénycsoportok termesztésére, ott a szőlős- és gyümölcsöskert mellett, kenderföldek, lenes-, káposztás-, dinnyés kertek is kialakultak (Ónodi és Cros-Kárpáti 2004).

A magyar kert az évszázadok alatt folyamatosan formálódott, gazdasági-társadalmi szerepét, bár kisebb súllyal, a mai napig megőrizte. 2011-es adatok alapján (FÖMI, Lechner Nonprofit Kft.) az országban 1954 település (1. ábra) rendelkezik zártkerti területtel.



1. ábra Zártkertek és zártkerttel érintett települések (Forrás: Fömi, GeoX, Lechner Nonprofit Kft.)

Figure 1. Settlements with plot gardens (Source: Fömi, GeoX, Lechner Nonprofit Kft.)

### Anyag és módszer

A vizsgálat mintaterülete Esztergom város külterületi mezőgazdasági művelés alatt álló területei, azon belül a jelenleg is zártkerti besorolású területek. A részben naturális, másrészt architekturalis tér, amely az ember tájban való jelenléte révén a tájdiverzitás megőrzése szempontjából megőrzendő érték is egyben. A tájjelleg ezen az elsődlegesen mezőgazdasági hasznosítású területen egyben lakó(települési) formákat és a gazdasági- vagy termőtáj jellegzetességeit is hordozza. Az esztergomi zártkertek, mint a táj egy speciálisan

elkülöníthető része a volt „szőlőterületek és az emberi közösségek kölcsönhatását mutatja” (Csoma 1997).

A vizsgálathoz térképes források, szakirodalmi áttekintés és a releváns felszínborítási térképek, illetve területi statisztikák adták az alapot az egykori és jelenkori zártkerti területek határai és elhelyezkedése feltárásához. Felhasználtuk a város archív városrendezési dokumentumait is, a levéltári kutatások alapján. A vizsgálathoz terepi kutatásokat is végeztünk, interjúkat készítettünk a ma még szőlészettel, borászattal foglalkozó gazdákkal, Borlovag Rend (Vinum Ister-Granum Regionis) tagjaival, hogy az egykor volt tájhasználatról közelebbi képet kapjunk, illetve, hogy a(z) egykori és jelenlegi) zártkertek területhasználati változásának mozgatórugóit megértsük.

### **Esztergom szőlőskertjei (1886–1930)**

A vizsgálat alapjául az 1886-os Királyi Kataszteri térkép szolgált, mely a [www.mapire.eu](http://www.mapire.eu) adatbázisában szabadon hozzáférhető, illetve a Komárom-Esztergom Megyei Levéltár 1902, 1921, 1929. évi kataszteri térképei, és az 1932. évi statisztikai évkönyv mezőgazdasági szerkezetre, földhasználatra vonatkozó leírásai is hasznosnak bizonyultak a szőlőterületek, szőlőskertek lehatárolásában.

A Királyi Kataszteri térképen 78 birtokrészlet szerepel, összesen 11541 holdon (6641 ha), 9925 földrészlettel. A földek magántulajdonban voltak, nagyrészüket szőlőművelés alatt állt. Az egyes földrészletek négy nagyobb területegység részeként szerepelnek, maga a város (régii Esztergom), Viziváros, Szentgyörgymező, Szent Tamás (az egykori Szenttamás község), amit a népnyelv Kusztusnak (Custus) ismer. Esztergom Szabad Királyi Város e négy község egyesítésével létesült 1850. október 1.-én. A kiegyezés utáni időszakban a négy települést szétválasztották, így a lakónépesség számának drasztikus csökkenésével 1876-ban a várost megfosztották törvényhatósági jogától és vármegyei fennhatóság alá került. A négy település 1895. jan.23.-án ismét egyesült. A korabeli város lakossága elsősorban mezőgazdálkodásból, szőlőtermesztésből tartotta fenn magát, a bor nemcsak saját felhasználásra volt elegendő, de eladásra is jutott belőle.

Esztergom vármegye 1902. évi kataszteri térképén a 78 birtokrészlet 11 egysége (Rétek, Döbönkúti szántóföldek, Hátsó rétföldek, Kerekto, Rakottya a Csenkei-patak mentén, Hármaskút, Hadzsi, Irtványföldek, Barátkút, Lajtostkert, Csapási rét) rét, vagy mocsarasnadas, illetve legelő, szántó hasznosításban volt, a többi szőlő. A rét- és legelőgazdálkodásnak kedvezett a nagyszámú, a szőlőkben és rétek közelében található kút, melyről az elnevezések is tanúskodnak (Szent János kút, Kiskúria Czigánykút, Döbönkút). Patakok, vízfolyások szintén nagy számban fordultak elő a külterületen, mely kedvezően alakította a mezőgazdasági területek vízellátottságát.

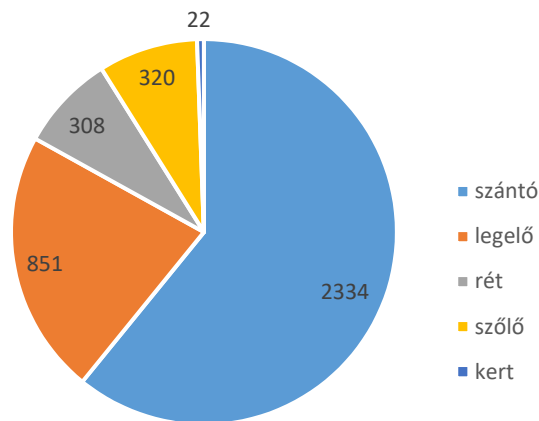
A kutak és források többsége ma is működik, Esztergom város területén jelenleg 66db „exlege” forrás található. Belterületen 5 db, 20 db a zártkerti fekvésű területeken, 41 db külterületen helyezkedik el. A kutaknak fontos szerepe volt az állattartás és a mezőgazdasági műveléshez kapcsolódó tevékenységekben, számuk ezt is bizonyítja.

A filoxeravész a szőlőket szinte teljesen kipusztította, Esztergomot 1885-ben érte el, bár az 1886-ban felmért kataszteri térkép nem mutatott jelentős kárt, később a történelmi tények ismeretében felülvizsgálatra szorult. Erre 1901-ben került sor az eredeti térkép helyesbítésével, ahol a szőlők nagyrésze áthúzva, vagy pirossal szerepel, talán a szőlőrekonstrukció miatt is. A filoxeravész és a peronoszpóra kártételei (1893-ban) végleg átírta a szőlőtermesztés hagyományait Esztergomban (is), ebben az évben üresen maradtak a pincék.

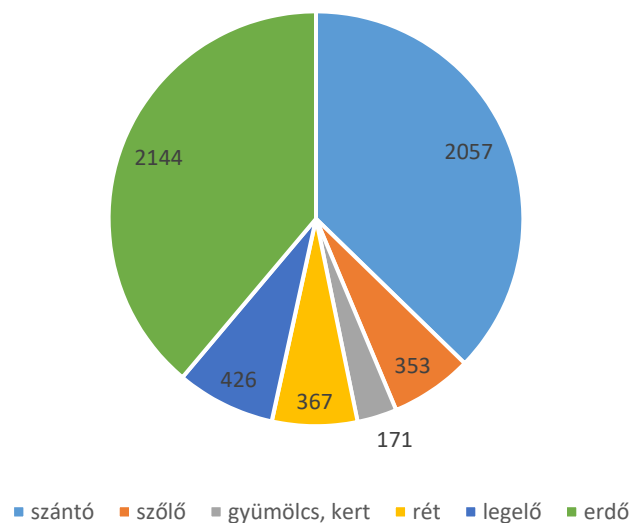


2. ábra Esztergom rendezett tanácsú város kataszteri térképe a 78 birtokrészlet sematikus elhelyezkedésével Kenyérmező és Sátorkö pusztákkal (1902) (Forrás: Komárom-Esztergom Megyei Levéltár)  
 Figure 2. Cadastral map of Esztergom (1902) with 78 unit areas of the city with Kenyérmező and Sátorkö (Source: Komárom-Esztergom County Archive)

1900-ban még a mezőgazdaság volt a meghatározó foglalkozási ág (Lettrich 1959) 1932-re az éves statisztikai összeírások azt mutatják, hogy az összirtokterületek (4995 ha) nagy része szántó és legelő hasznosításban van, míg kisebb része rét, szőlő és kert.

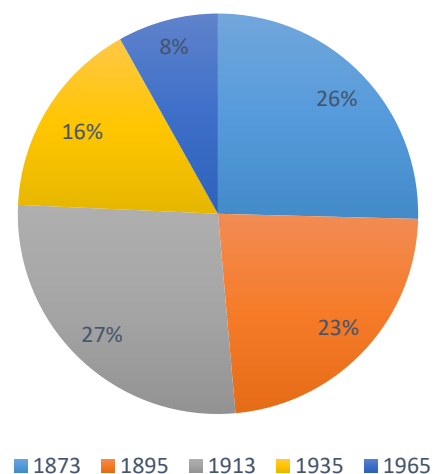


3. ábra Az 1932. évi birtokterületek földhasználati megoszlása hektárban (Forrás: Komárom-Esztergom Megyei Levéltár, Komárom-Esztergom Megyei Statisztikai Évkönyv 1932 alapján módosítva)  
 Figure 3. Landuse distribution of estate areas in hectare (1932) (Source: Komárom-Esztergom County Archive, based on Komárom-Esztergom County Statistical Yearbook 1932)



4. ábra A mezőgazdasági földterület művelési ág megoszlása 1961-ben (ha) (Forrás: Lettrich 1964 alapján módosítva)

Figure 4. Agricultural cultivation distribution in hectare in 1961 (Source: Based on Lettrich 1964, modified)



5. ábra A szőlőterületek alakulása (ha) 1873-1965. (Forrás: KSH, Mezőgazdasági Statisztikai Adatgyűjtemény 1870–1970 nyomán)

Figure 5. Distribution of vineyards (ha) 1873-1965 (Source: Hungarian Central Statistical Office, based on Agricultural Statistical Data Collection 1870-1970)

A szőlők és kerteségek száma 1930-tól fokozatosan csökkent, az 1960-ig tartó szocialista iparosítás szinte teljesen kiszorította az őstermelést, az agrárnépesség aránya a dorogi iparvidéken 11–20% közé esett Esztergom területén. A Dorog-Tokod-Csolnok-Sárisáp körzetben az ipar minden más foglalkozási ágat kiszorított a kereső népesség 70%-a bányákban és ipari üzemekben dolgozott (Lettrich 1964). A falvakból a nagyobb települések felé ingázók aránya rohamos növekedésnek indult, a fokozódó népességszám leginkább vándorlási nyereségből származott. Esztergom agrárkereső rétege 1960-ra a népesség alig 9%-át teszi ki, melynek kétharmada gazdálkodó. A kisárutermelő paraszti réteg tovább csökken, ekkor mindössze 518 család élt meg az agráriumból, kertgazdálkodásból. A fentebb vázolt folyamatok fokozódó feszültségei, a föld elnéptelenedése, az ellehetetlenített kisbirtokok

1961-ben egy közös termelőszövetkezetben találtak megoldást a kor problémájára, Esztergomban megalakult a Vak Bottyán termelőszövetkezet.

### **A zártkertek kialakításának időszaka (1959-1970)**

Az 1959. évi zártkerti rendeletet követően számos szőlőterület vagy kisparcellás zöldségeskert zártkertté alakult, így a mai is zártkertként nyilvántartott egykori (1886-os királyi kataszteri térképen szereplő) Új Földek, Duna dűlő (öregföld, a Komárom-Esztergom Megye Földrajzi nevei 1985 szerint) és a mai Zsellérföldek vagy Zsellérdűlő „eredeti” zártkerteknek tekinthetők. A Zsellérföldek ma újonnan létesült lakó funkciójú kertes házas terület, míg az egykori Új Földek és a Duna dűlő a jelenlegi 11-es út mentén hagyományos kisparcellás zártkertek ma is. A Vaskapu szoknyája, dűlői zártkertekké lettek, lévén a szőlőművelés itt a kezdetek óta folyt. A terület földrajzi adottságai nem tették lehetővé a nagyüzemi gazdálkodást, így azok megmaradhattak annak, ami mindig is volt, szőlőskerteknek.

A jelenleg is kisparcellás szerkezetet mutató Döbönkút, Sipolóhegy, a Zsellérdűlő, Duna dűlő „az egykori szőlőművelés táji értékeit őrző jobbágy-paraszti, majd (utó)paraszti gazdálkodás emlékei, melyet tájtörténeti, földhasználati folyamatok alakítottak, örökítettek generációkról generációkra tovább” (Illés 2017). Szamárhegy egykori primási szőlőbirtok volt, egyházi fennhatóság alatt folyt a szőlőtermesztés, itt voltak a legnagyobb kiterjedésű szőlőterületek, mely egykori telekszerkezetét, úthálózat kialakítását a mai napig őrzi.

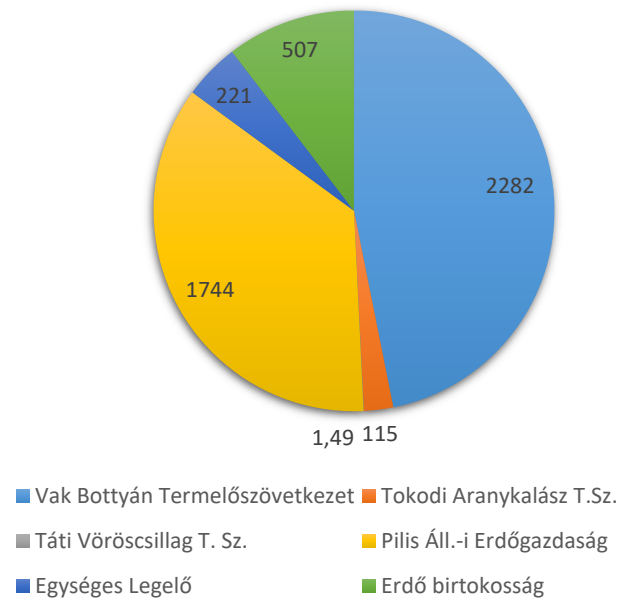
A hegylábi kisparcellás szerkezetű művelés az 1886-os kataszteri térkép óta nyomon követhető, így a Czigánykút dűlőin ma is folyik szőlőművelés, amely ma is zártkerti terület.

A városnak jóváhagyott távlati fejlesztési programja nem volt, így 1961-ben a VÁTI (Városépítési Tervező Vállalat) által rendezési terv készült (Esztergom Város Egyszerűsített Rendezési Terv). A terv kiemeli Esztergom szénkincse miatti szénbányászat lehetőségét, egyben a várható, a bányászathoz kapcsolódó járulékos ipari jelentőségét (pl. gépgyártás). Továbbá leírja, hogy Budapest Régió Rendezési Terve (1959) Esztergomot Doroggal közös településként kezeli. Esztergomot, mint Dorog fejlesztendő lakóvárosaként jelöli meg, mert a letelepülő ipari lakosság zömét Esztergomban kívánja elhelyezni.

Az Egyszerűsített Rendezési Terv mintegy 20 éves távlatban határozta meg Esztergom területhasználatának, építéssel járó helyi fejlesztési szükségleteinek irányadó szabályait, mely időszak 1980-ig tartott. A dokumentum hiánypótló volt, mert a város mindezidáig nem rendelkezett minden fejlesztési problémát egyidejűleg feltáró tervvel. A korábbi, VÁTI által készített tervek segítettek a tervdokumentáció elkészülésében (Esztergom Általános Forgalmi Tanulmány 1955; Esztergom Településszerkezeti Vázlat, vizsgálatok és 300 lakás részletes rendezési terve 1956).

A zártkertek kialakítása szükségszerű volt azon területeken, melyek az 1950-es évek nagyüzemi mezőgazdasági területeihez nem tudtak kapcsolódni, ún. maradvány területekké váltak. Nagyüzemi területek a településtől É-ra és D-re alakulhattak ki, ahol a térszíni viszonyok ezt lehetővé tették, illetve kedvező megközelítés nyílt a város felől a külterületi földek irányába. A kiskertek tulajdonosai nagyrészt magánszemélyek, kisebbséget az állam és termelőszövetkezetek voltak (Pócsi 2014).

A termelőszövetkezetek megoszlása Esztergom városban 1961-ben (Esztergom Város Egyszerűsített Rendezési Terv szerint) ha-ban (6. ábra):



6. ábra Esztergom városban működő termelőszövetkezetek aránya (ha-ban) 1961-ben (Forrás: Esztergom Város Egyszerűsített Rendezési Terv)  
 Figure 6. Size of cooperatives in Esztergom in hectare (1961) (Source: Simplified Development Plan of Esztergom)



7. ábra Esztergom Közigazgatási Területfejlesztési Vázlata (Váti 1961), 1:25 000 (Forrás: MNL-KEML XXIII 526 c Esztergom Városi Tervtár). Jelmagyarázat: 1. Vak Bottyán T. Sz., 2. Tokodi Aranykalász T. Sz., 3. Egyéni gazdaságok, 4. Pilisi Állami Erdőgazdaság, 5. Közbirtokossági erdő, 6. Zártkert  
 Figure 7. Administrative Spatial Development Sketch (1961), Legend: 1. Vak Bottyán Cooperatives, 2. Tokodi Coop., 3. Individual farms, 4. Pilis State Forestry, 5. Common land forest, 6. Hobby gardens

A Duna menti É-i területek nagyobb részben szőlőművelés alatt álltak, a Vak Bottyán T. Sz. és kisebb részben egyéni gazdaságok kezében. A Szamárhely oldalán zártkertek, egyéni

gazdaságok, erdőterületek vegyesen jelentek meg. A Duna menti elnyúló földrészlet legelő hasznosításban volt. A zártkerti területek ezen a területen szinte kizárólagosan szőlők voltak (7. ábra).

Az 1961-ben tervezett családiházak beépítés a Csapási kertek, a Laposi dűlő, Kenderes, Bánomtól K-re az Arany-hegy oldalán lévő kerteket érintette. Kenderes ma zártkert, nem létesült családiházak övezet, Csapási kertek, Aranyhegy beépült, Laposi dűlő szintén beépült, nagy része iparterület.

1. táblázat Esztergom összlakosságának foglalkozási csoportok szerinti megoszlása 1960. évi népszámlálás alapján (Forrás: Esztergom Város Egyszerűsített Rendezési Terve, 1961)

Table 1. Total population distribution of employment groups (1960) (Source: Simplified Development Plan of Esztergom)

<b>Mezőgazdaság</b>	1939 fő	8,4 %
<b>Ipar</b>	9690 fő	42,1 %
<b>Építőipar</b>	1057 fő	4,6 %
<b>Közlekedés</b>	1957 fő	8,5 %
<b>Kereskedelem</b>	1700 fő	7,4 %
<b>Egyéb</b>	6678 fő	29 %
<b>Összesen:</b>	23.021 fő	100 %

### Virágzó zártkertek, megszűnő zártkertek Esztergomban (1970–1990)

Az elsősorban háztáji művelésű földhasználatra kialakított kertsek az 1970-es években differenciálódni kezdtek, az elsődleges funkció mellett megjelent a rekreációs célú hasznosítás (Pócsi 2014). A városi lakosság szívesen töltötte szabadidejét a várostól távol eső kertek övezetben, ahol eleinte önmaga és családja számára, majd később jövedelme kiegészítéseként a többletermés eladásából származó bevételt is remélhetett.

Az 1970-es évek megszilárdították a zártkertek helyzetét, az 1980-as években pedig felvirágoztak, sok hobbikert a zöldség- és gyümölcsstermesztés révén mind társadalmilag, mind gazdaságilag a nemzetgazdasági folyamatok meghatározó részévé vált (Pócsi 2014). A lakosság számára közösségformáló, egyfajta kétlaki életmódot jelentett az újonnan felfedezett kert-tér. Esztergomban a Duna közelsége (Szamarhegy), a Vaskapu szoknyáján elterülő szőlő és gyümölcsös, a történelmi város több pontján kialakított zártkertek sajátos értékkel rendelkező területei voltak. Nem meglepő, hogy elsősorban ezeken a kedvező fekvésű helyeken alakulhattak ki az üdülőterületek, vagy második (zártkerti) otthonok, a lakófunkció megjelenésével.

A rendszerváltás a zártkertek esetében is változást hozott, a termőföldről szóló 1994. évi LV. törvény 89. § paragrafusa meghatározza, hogy a jogszabályok zártkertekre vonatkozó rendelkezései esetében a zártkerti területen külterületi földet kell érteni. A külterületre vonatkozó előírások pl. az építkezések, közművesítés esetében az 1980-as években kezdődő folyamatokat erős szabályozás alá vonták, így a kedvelt üdülőkörzetekbe való kiköltözés, építkezések nem folytatódhattak legálisan. A törvényben már nem szerepel a zártkert, mint területfelhasználási kategória (Ónodi és Cros Kárpáti 2004).

A 253/1997 (XII. 20.) Kormányrendelet (OTÉK) megszüntette a zártkertet (zártkerti övezetet), mint építészeti kategóriát. Bevezette a „kertés mezőgazdasági terület” fogalmát, nem utalva arra sehol, hogy ez alatt a – korábbi – zártkertet kellene érteni. A tervezői gyakorlatban alapvetően az dominál, hogy a kertés mezőgazdasági területek közé a volt zártkerti területeket sorolják. Leszögezhető azonban, hogy új, további kertés mezőgazdasági területek rendezési tervi kijelölési nem esett (ma sem esik) semmiféle korlátozás alá.

Esztergom-Dorog településcsoportra (benne Pilisszentlélek, Kesztölc, Tokod, Tát, Mogyorósbánya, Csolnok, Dág, Úny, Máriahalom) 1982-ben általános Rendezési Terv előkészületei zajlottak, az Általános Rendezési Terv Konceptiója szerint a településcsoportot

négy részterületre bontotta, többek között a területhasználatból fakadó különbözőségek miatt. Esztergom város az Esztergom-Búbánatvölgy-Pilisszentlélek-Kesztölc egység része. A dokumentum megemlíti a településcsoport erőteljes ipari túlsúlyát, mely erőteljesen környezet- és tájromboló hatása alól az esztergomi részterület a leginkább felmenthető. A Konceptió kiemeli, hogy a településcsoport összesége közül ez a részegység kifejezett üdülő jelleggel bír, mely országos és nemzetközi jelentőséggel bír. A természeti- és kulturális adottságok értékét ma is alátámasztják a fenti megállapítások.

A településcsoportban Esztergom területén terült el a szőlőterületek 34%-a, mely a legjelentősebb szőlőtermő településsé tette a térségben. 1982-ben még mindig említésre méltó a szőlőtermesztés, bár az Általános Rendezési Terv Konceptiója előrevetíti szőlőtermő szerepét a későbbiekben is, mivel a termesztésre alkalmas területek jóval nagyobbak a kihasznált termőterületnél. Javasolja, hogy a rossz minőséget adó és kevés munkát, gondoskodást igénylő fajtákat felváltásuk a bőtermő, kitűnő minőségi borszőlőfajták az arra kijelölt területeken. A zöldségtermesztés legnagyobb hányada kiskertekre korlátozódott.

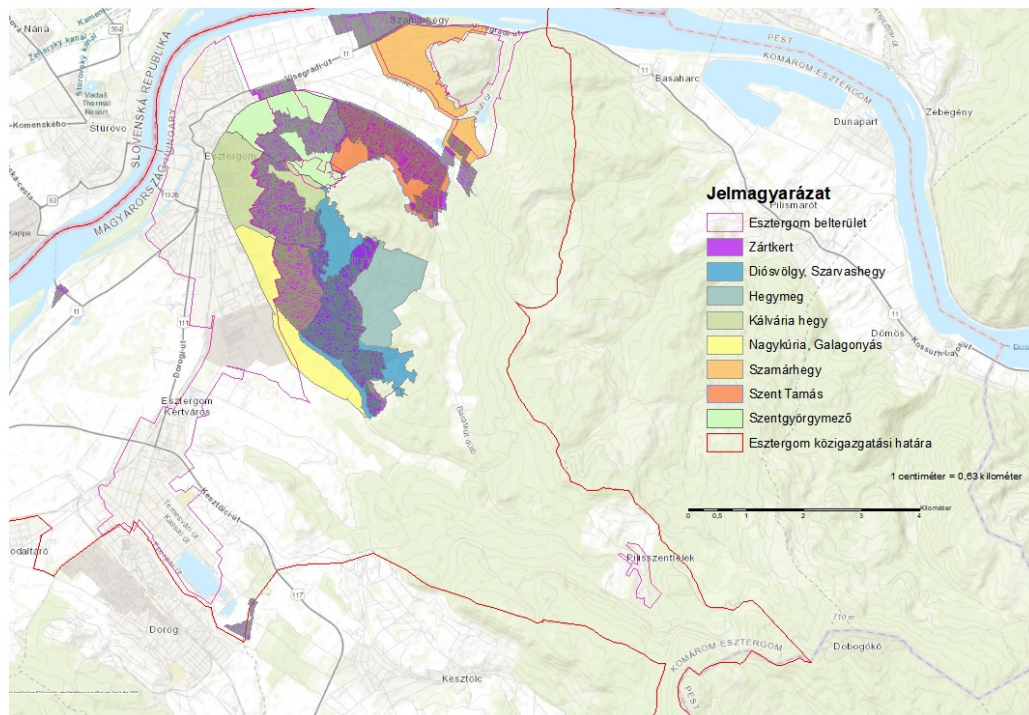
### **Esztergomi zártkertek helyzete ma**

A külterület, ahová a zártkertek is tartoznak, a ma hatályos definíció szerint olyan belterületnek nem minősülő terület egység, mely elsősorban mezőgazdasági, erdőművelési, vízgazdálkodási, vagy különleges (pl. bánya, vízmeder, hulladéktelep) célra szolgáló vagy művelés alatt nem álló természetközeli része a településnek (321/2012. (XI. 16.) Korm. rendelet a területszervezési eljárásról).

A zártkertek területhasználatában tapasztalható változások az aktuális gazdasági-társadalmi folyamatok által alakultak, de mindvégig megmaradt a jellegzetes telekszerkezet és az alapvetően mezőgazdasági tevékenység. Esztergom fekvés szerinti földrészletei összesen 19.067 (állami alapadatok alapján) db, melynek zártkerti földrészletei 4046 db. Önkormányzati források alapján (Esztergom Megalapozó Vizsgálat 2018) a zártkertek területén nincs állandó lakosság és mindössze 40 épületet számlál. A zártkerti telkek 75%-a teljesen beépítetlen, eredeti kiskertes mezőgazdasági funkciója visszaszorulóban van, a becserjésedés, erdősülés megindulása figyelhető meg, amely nagyon kedvezőtlen irányú folyamat. A zártkertek jelenleg mintegy 720 ha-on terülnek el Esztergom 5 db terület egységén (Sípóló-hegy, Kis-Kúria-hegy, Kincses-hegy, Sas-hegy lejtői). A teljes közigazgatási terület 7,3 %-át teszik ki. Az összes zártkerti telkeken egyenlő arányban (35–35%) találunk 720–1500 m<sup>2</sup>, illetve 1500–3000 m<sup>2</sup> nagyságú földrészletet, a telekméret vizsgálatok eredményei alapján (Esztergom Megalapozó Vizsgálat 2018).

A zártkerti területek jelentős része lakott, azonban a hegylábi területektől felfelé haladva egyre inkább üdülősdő jelleget követ, majd a hagyományosan zártkertes funkció a magasabb területeken jelenik meg leginkább. A lakófunkció növekedő tendenciája is veszélyezteti ezt a különleges tájpotenciállal rendelkező, diverz állat- ill. növényfajokkal tarkított félig természetes (szemi-naturális) köztes települési teret. A terepi vizsgálatok alapján a régi szőlőhegyek arculata, a zártkertek megjelenése, jelenlegi területhasználat a következőképpen alakul:





8. ábra Esztergom szőlőhegyeinek elhelyezkedése a zártkertekkel. Térkép forrása: ArcGIS Topográfiai alaptérkép

Figure 8. Location of vineyards in Esztergom with closed gardens (Source: ArcGIS Topographical Basemap)

### Szamárhegy (Zamárd) Búbánat völgygel és az Északi területek

A hegy alsó részein jellemző területhasználat a lakófunkció, illetve gyümölcsös és vegyes művelés is előfordul a kertekben. A telkek mérete alig változik, egységesnek és egyenletesnek mondható. A szintvonalak mentén futnak a főbb utak, melyet az egykor volt primári szőlőbirtok nagyüzemi szőlőművelése révén hagyományozott az utókorra. Felfelé haladva a fáállomány sűrűsödik és megjelennek az inváziós növényfajok, mint a fehérakác (*Robinia pseudoacacia* L.), mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* [MILL] SWINGLE), zöld juhar (*Acer negundo* L.), közönséges orgona (*Syringa vulgaris* L.). A szőlőterületek száma kevés, többnyire gondozatlanok vagy felhagyott kertekben jelenik meg, de szép példák is akadnak, ahol a mai napig gondozott tőkék vannak hagyományos kordonműveléssel.

### Diósvölgy, Szarvashegy

A területen első benyomásként meghatározó az erősen invazív növények megjelenése (pl. Japán óriáskeserűfű – *Fallopia japonica* [HOULT] RONSE DECR.), a turista utak igen elhanyagoltak, szinte beerdősültek a gondozatlan növények térhódítása miatt. Területhasználat mozaikos, megjelennek a gyepes foltok, a művelt és felhagyott, elhagyatott zártkertek. Lefelé haladva a hegyről jellemzően cserjés gyepes és jó állapotú, de romos üdülőházak találhatók.

A területen az 1800-1900-as években számos pince volt található elszórtan a hegyen. Az egykor meghatározó szőlőművelés ezen tárgyi emlékei ma már nagyrészt nem találhatók meg, 1-2 hírmondója maradt csupán. Az épületek jellemzően a telkek alján helyezkednek el.

### Hegymeg

A területen sok kertben állattartás jellemző, leginkább háztáji szárnyasok, házikecske tartás. Gyümölcsösök a városhoz közelebb eső lenti részeken jelenik meg. Domináns területhasználat a hobbikert vegyes műveléssel, szőlővel.

### **Kálvária-hegy**

A Kálvária-hegy esik a legközelebb a belvárosi területekhez, így alapvetően a városhoz közel eső részek lakófunkcióval rendelkeznek. Felfelé haladva egyre üdülősödő kerthasználat jelenik meg, egyaránt jelen vannak felhagyott és szépen rendben tartott szőlőterületek. A szőlőben a hagyományos szőlőműveléshez kapcsolódó alma, cseresznyefák is előfordulnak. A telkeken kívül eső zártkerti részekben meghatározó tájjelekként megjelennek még öreg gyümölcsfák, szelídgesztenye (*Castanea sativa*), vadcsereznye (*Prunus avium*), fekete dió (*Juglans nigra*) is.

### **Nagykúria, Galagonyás**

A Kálvária-hegy mellett ehhez a területhez is pincesor tartozik. Az adatközlők szerint galagonya termelt a területen (Komárom-Esztergom Megye Földrajzi nevei 1985). A pincék legtöbbje az 1800-1900-as években létesült. Bővelkedik keresztekben, melyek jó állapotúak, összefogással újították fel nagyrészüket. A hegyről az ipartelepre látni, a Magyar Suzuki Zrt. mellett számos egyéb ipari létesítmény terheli a tájképet. Területhasználatára inkább gyümölcsstermesztés jellemző, a területek többnyire felhagyottak. Az Ispita-hegy korábban (még az 1960'-as években is) szőlővel borított volt, most főként gyepen legeltetés folyik a területen, de pillangósvirágúak (Fabaceae) is előfordulnak.

### **Szenttamás**

Vaskapu-hegy két oldalán voltak szőlőterületek, hagyományos házai pincével rendelkeztek, mert közel voltak a termőterületek, így nem volt szükség külön pince épületre. É-i oldalára kertes művelés jellemző, vegyes területhasználat. A hegy fenti részein felhagyott zártkertek sora található, míg a lenti területek lakó-, ill- üdülőfunkciója jellemző. Ezen a területen is megállapítható, hogy felfelé haladva változik a területhasználat, egyre elhagyatottabb, az inváziós növények megjelenése egyre meghatározóbb tájképi elemmé válik. A telekstruktúra jellemzően keskeny, hosszanti kialakítású, egybe nyitottak. A művelt szőlőterületek aránya nem jelentős, alig jellemző. A Sípoló-hegyen több kilátópontnak is alkalmas helyet találtunk, itt megjelenik az állattartás, legeltetés is a gyepterületen.

A szőlőművelés jelentősége napjainkra drasztikusan lecsökkent, csak a hegylábi területek jelzik az egykor nagy múltú szőlők hírét, mintegy körülbelül 500 földrészleten volt beazonosítható a szőlőművelés ortofotó alapján. Nagy részük művelés alatt áll, de a cserjés, elhanyagolt területeken is láthatók a szőlőművelésre jellemző sorok, széles sorközök. A felhagyott szőlőterületek nyomokban őrzik (művelési sorok helye) az egykori művelés ismertetőjegyeit. A többi kiskert esetében elsősorban gyümölcs vagy hobbikert szerepel jelenlegi hasznosításként.

A esztergomi zártkertek földhasználatáról összességében elmondható, hogy bár a hagyományos kiskerti gazdálkodás csak részben valósul meg, a város részéről erőteljes támogatás mutatkozik a táji diverzitás és a gazdasági-rekreációs célokat (is) képviselő kertés térség, köztes tér további fejlesztésére, új célok kitűzésére.

## **Távlati tervek a zártkertek szabályozásában**

### **Lakott táj program**

Esztergom Város Önkormányzata felismerte a zártkertekben rejlő különleges tájpotenciál jelentőségét, s ennek megőrzésére Nagymarosi minta alapján kidolgozta a zártkerti területekre vonatkozó új szabályozás alapjait. Az egyre növekvő lakóépület építési igény az elsősorban Hegyvidéki területek zártkerti fekvésén belül, az eddigi területhasználatok újra értelmezését, a „lakott táj” fogalmának bevezetését szorgalmazta, mely az igény és a valóság közötti ellentmondást kívánja felszámolni, mérsékelni.

A még elfogadásra váró tervezet megfogalmazza, hogy lakóépület létesíthető a kertés mezőgazdasági területen (szőlő, gyümölcs, komplex művelési ágban min. 3000 m<sup>2</sup> telekméret), meglévő mezőgazdasági rendeltetésű épület (150 m<sup>2</sup>) megléte esetén (max. 150 m<sup>2</sup>). A beépítésre nem szánt jelleg kimondása és az országos előírásoknál szigorúbb előírások kijelölése együttesen biztosítja a közösség és az egyén közötti érdekek összehangolását (VÁTI 2018). Ugyanakkor biztosítja a természeti területek védettségét, az átmenetet biztosító puffer funkciót betöltő területek megőrzését is.

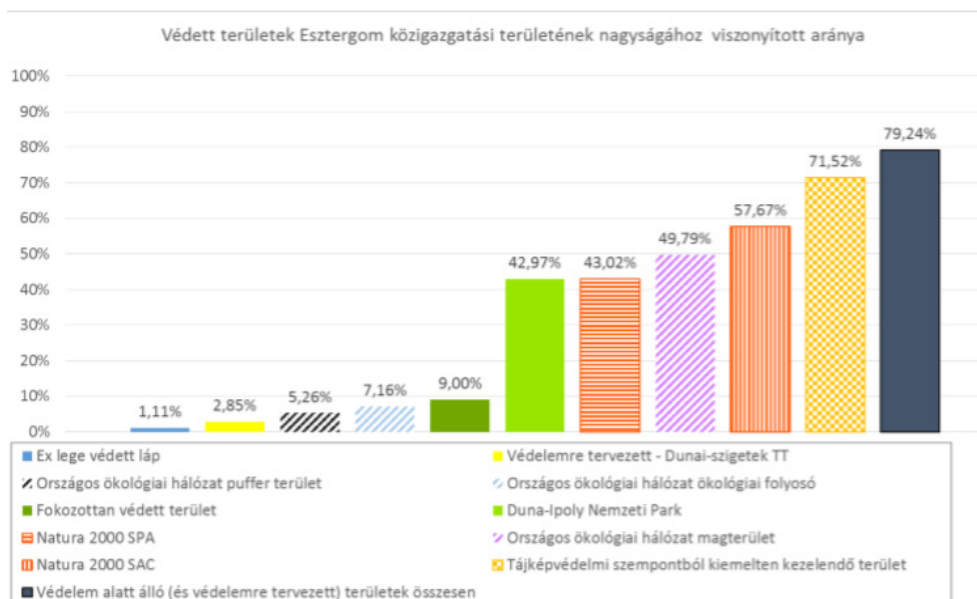
Az Önkormányzat a kivont zártkerti területeken is fenntartja a mezőgazdasági övezeteket. A lakott táj megóvja a zártkerteket a tisztán lakóterületté válástól, illetve a már kialakult kiskertés állapot (mezőgazdasági funkció) fenntartását is előírja.

### Védett területek, védett zártkertek

Esztergom jelentősen érintett nemzetközi és hazai védettséget élvező területekkel. A város területén a különböző védettségi kategóriák egymást átfedve, erősítve vannak jelen, (Duna-Ipoly Nemzeti Park, Natura 2000, bioszféra rezervátum, ökológiai hálózat). Esztergom közigazgatási területének 72%-a Tájképvédelmi szempontból kiemelten kezelendő terület is. A város 43%-a nemzeti parki terület, mintegy 4294 ha (9. ábra).

A TÉKA tájérték nyilvántartása alapján, ill. Danyi Zsolt felmérései alapján (2018) a szőlőhegyeken található pincék, pincesorok, a határjelző keresztek (feszület) és egyéb szakrális elemek nagy számban (50-nél is több) található meg Esztergom kül- és belterületén egyaránt, mely tovább növeli a zártkertek környezeti, kulturális értékét.

Az egymást erősítő természeti-ökológiai, történelmi-kulturális értékek, tájképi megjelenésének sajátosságai révén az Esztergomi zártkertek különleges adottságokkal rendelkező területeken őrződtek meg. Az Önkormányzati szándék ezen területek megóvása, az eredeti mezőgazdasági, kiskertés funkció fenntartása. Terepi tapasztalataink alapján a hegyek, kertek sokkal élőbbek, mint elsőre gondolnánk. Némely pincék mögött takaros szőlőskert húzódik, gyümölcsfákkal, kerti veteményessel. Kívülről nem érzékelhető a pincéket használók, fenntartók elhivatottsága, de a megkérdezett pincetulajdonosok többsége szívesen foglalkozik a szőlővel, bár a jelenlegi gazdasági viszonyok miatt kilátástalannak tartja a szőlőművelés jövőjét.



9. ábra Forrás: Esztergom Város Településfejlesztési Konceptiója 2015-2030, Megalapozó Vizsgálat és Célfa, 2017.

Figure 9. Development Concept of Esztergom 2015-2030, Foundation Study and Goal Tree

## Eredmények

A vizsgált mintaterületen a 19. századtól napjainkig terjedő időszakban követték a kiskertes területek területhasználati változásait, majd a földtulajdon és földhasználati átalakítások hatásait az egykori szőlőterületeken, a zártkertek létrejöttét követő időszakban (1960–1990).

Esztergom kivételes földrajzi, természeti és történelmi-kulturális adottságai révén számos hazai és nemzetközi védettség alatt álló területtel rendelkezik, mely a zártkertek területére is kiterjed. Így közvetve ez a város-vidék és mezőgazdasági hasznosítású tér peremén található „köztes tér” is védendő területté vált. Értéke nem csak a fent említett védettség szemszögéből értelmezendő, hanem mint az egykori szőlőhegyek és a szőlőtermesztés hagyományát őrző szőlő- és gyümölcsös kertek, pincesoraival a jelenleg is a tájban élők, szőlőt művelők hagyatékaként is. A több száz éves kertek szerkezetükben őrzik az egykor volt jellemző területhasználatot.

A zártkertek kialakítása utáni időszakban a vizsgált területek kezdetben megőrizték a korábbi területhasználati funkciókat, majd az üdülési célú használati forma hangsúlyosabbá válásával egyre inkább háttérbe szorult az elsődleges termelési funkció, mely időszak azóta és jelenleg is tart. A rendszerváltást követő gazdasági-politikai feltételek negatívan érintették a zártkertek helyzetét, mind az ártermelés, mind az önkormányzati támogatottság terén. A kertek gazdasági szerepe megszűnt. A zártkertek mai formájukban többnyire felhagyott, gondozatlan, nagyrésztük beépült vagy beerdősödött területek.

Az urbanizációs folyamatok konfliktusai ellenére a helyi közösségek, a helyi kertművelő tudás tovább adása, a táji és környezeti értékek megóvása a szervezetek, érdekképviselők, az Önkormányzat fontos feladata és felelőssége. A kertfunkciók újbóli átgondolása, átalakítása, a termesztett növényfajták és a helyben előforduló állati- és növényi biocönózisok fennmaradása, a lakott táj újra értelmezését, a zártkertek új korszakát előzheti meg.

## Irodalom

- Danyi Zs. 2018: Keresztek és egyéb szakrális elemek felmérése Esztergomban, Esztergom, Kézirat, 55 p.
- Csoma Zs. 1997: A középkori magyarországi szőlőhegyek arculatának kialakulása és a szőlő-bortermelés kettős gyökere. In: Fülek Gy. (szerk.) A Táj változásai a Honfoglalás óta a Kárpát-medencében. A Gödöllőn 1996. június 24-26.-án megtartott tudományos konferencia kiadványa. GATE, Gödöllő, pp. 127–160.
- Illés P. 2017: Tájfenntartó szőlőhegyi gazdaközösségek. Néprajzi, történeti és szociokulturális antropológiai írások az Őrség a Vasi-hegyhát/Kemeneshát és a Kemenesalja kistájokról. Savaria Megyei Hatókörű Városi Múzeum, Szombathely, 231 p.
- Ladányi J., Csanádi G., Csepeli Gy., Szelényi I. 2010: Társadalom és térszerkezeti átalakulások. Válogatott Tanulmányok (1975–2010) Budapesti Corvinus Egyetem, Új Mandátum Kiadó, Budapest, 260 p.
- Lettrich E. 1964: Esztergom a dorogi iparvidék városa. Földrajzi Tanulmányok 3. Akadémiai Kiadó, Budapest, 181 p.
- Lettrich E. 1959: Esztergom népességszámának és társadalmi rétegződésének alakulása az 1750–1945 közötti időszakban. KSH Népeségtudományi Kutatóintézet Közlemények 2(4): 565–579.
- Meggyes M. 2006: Szent István városa, Esztergom története. Spori Print „V” Kft., Esztergom, 130 p.
- Ónodi G., Cros Kárpáti Zs., Gubicza Cs. 2004: Kertségek és kertművelők. Urbanizáció vagy vidékfejlesztés? Mezőgazda Kiadó, Budapest, 184 p.
- Pócsi G. 2012: Vidéki terek a városok peremén: a kiskertes övezet funkcionális differenciálódása. A Falu XXVIII(2): 55–64.
- Pócsi G. 2014: Zártkertek vagy kertes házak? A Falu XXIX(4): 55–66.
- VÁTI Városépítési Kft. 2017: Esztergom Város Településfejlesztési Konceptiója 2015–2030, Megalapozó Vizsgálat és Célfa, Budapest.
- VÁTI Városépítési Kft. 2018: Esztergom Város Településrendezési Eszközeinek-Településszerkezeti Terv és Helyi Építési Szabályzat-Teljes Körű Felülvizsgálata, Véleményezési Anyag, Budapest.
- VÁTI Városépítési Kft. 2018: Esztergom Város Településfejlesztési Konceptiója, Véleményezési Anyag, Budapest.

### Térképi és levéltári források

[www.mapire.eu](http://www.mapire.eu); Esztergom Királyi Kataszteri térkép, 1886, 1901. [megtekintve: 2019. január 12.]

- Esztergom rendezett tanácsú város kataszteri térképe, 1902.  
 Komárom-Esztergom Megye Statisztikai Évkönyve 1935., 1965. Budapest.  
 Magyar Nyelvtudományi Társaság Kiadványai 1985.: Komárom Megye Földrajzi Nevei, 169. sz., Kiadja a Magyar Nyelvtudományi Társaság, Budapest.  
 VÁTI Városépítési Kft. 1960.: Esztergom Közigazgatási Területfejlesztési Vázlata, 1:25 000 XXIII 526 c, Esztergom Városi Tervtár  
 VÁTI Városépítési Kft. 1970: Komárom Megye Településhálózati Fejlesztési Terve, irányító tervező: Dr. Bihaly Tamás, Bp.  
 VÁTI Városépítési Kft. 1970.: Esztergom-Dorog-Tokod-Tát Általános Rendezési Terv Program, Bp.

#### **Hivatkozott jogszabályok**

1959. évi 24. tv. erejű rendelet a mezőgazdasági nagyüzemi gazdálkodásra alkalmas területek kialakításáról  
 1967. évi IV. törvény a földtulajdon és a földhasználat továbbfejlesztéséről  
 1987. évi I. törvény a földről  
 1994. évi LV. törvény a termőföldről  
 1997. évi LXXVIII. törvény Az épített környezet alakításáról és védelméről („Építési tv.”, Étv.)  
 253/1997 (XII. 20.) kormányrendelet az országos területrendezési és építési követelményekről (OTÉK)ü

## **HISTORICAL STUDY ON THE LANDUSE CHANGE OF HOBBY GARDENS IN ESZTERGOM FROM THE 19TH CENTURY TO PRESENT-DAY**

K. ALBICZ MOLNÁRNÉ<sup>1,2</sup>, V. VASZÓCSIK<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>Szent István University, Faculty of Landscape Architecture, Dep. Landscape Protection and Landscape Rehabilitation, H-1118, Budapest, Villányi Str. 29-43., Hungary

<sup>2</sup>Government Office Of The Capital City Budapest, Department of Geodesy, Remote Sensing and Land Offices H-1149, Budapest, Bosnyák Square 5., Budapest

<sup>3</sup>Lechner Non-Profit Ltd., H-1111, Budapest, Budafoki Str. 59., Hungary

**Keywords:** periphery, plot gardens, vineyards, landuse, landscape change

In the period before the phylloxera outbreak (late 1800s to early 1900s), viticulture appeared as a dominant and almost exclusive form of cultivation in Esztergom, Hungary, as well as in many of the country's settlements. The volcanic soil provided a favourable basis for vine growing traditions, which has been a decisive element of the landscape for centuries. Former vineyards classified as a special legal form as land ownership and land-use types were redefined in the 19<sup>th</sup> century, which marked agricultural use as its primary function. The focus of this study is on the creation and transformation of a special Hungarian concept, so called „hobby gardens”, between the 19<sup>th</sup> century and present-day in the Esztergom city area. The aim is to explore and discuss the processes related to the examination of the enclosed gardens at several different historical ages. The land-use and boundaries of hobby gardens have changed as a result of current socio-economic processes, some areas have been annexed to settlements and others have been classified as hobby gardens. The transformation process of the former vineyards into hobby gardens is characterized by the alternation of strong development and drastic decline. Extension of residential land-use was the primary reason for garden internalization, a kind of internal suburbanization. This special function agricultural land-use characterizes a valuable landscape and ecological-economic area that should be conserved.

## ENVIRONMENTAL CONSEQUENCES OF THE RURAL ABANDONMENT – A PILOT SURVEY OF GARDENS IN A HUNGARIAN GHOST VILLAGE

Tamás HARDI<sup>1</sup>, Péter CSONTOS<sup>2</sup>, Júlia TAMÁS<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Centre for Economic and Regional Studies, Institute for Regional Studies,  
P.O. Box 420, Győr, H-9002, Hungary; e-mail: hardit@rkk.hu

<sup>2</sup> Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research,  
Herman O. út 15., Budapest, H-1022, Hungary; e-mail: cspeter@rissac.hu; corresponding author

<sup>3</sup> Hungarian Natural History Museum, Department of Botany,  
Könyves K. krt. 40., Budapest, H-1087, Hungary; e-mail: tamas.julia@nhmus.hu

**Keywords:** abandoned fruit trees, botanical survey, depopulation, environmental effects, rewilding

**Abstract:** This study aims to detect the environmental changes subsequent to village abandonment in a hilly region with the investigation of vegetation. The examined village has been deserted over a 40-year period; so it is observable how the vegetation, mainly trees and shrubs reclaim the former human-used sites. The impacts of the rural abandonment on the environment are discussed, there are scenarios which emphasize the negative effects of these processes e.g. the homogenization of traditionally diversified landscapes, whilst others characterize it as a possibility to restore the natural conditions of a given area. In our study 14 sites (ruined buildings with their surrounding gardens) were subjected to detailed botanical survey in May 2018. In each site, woody vegetation was recorded in three categories: a) cultivated fruit, b) ornamental and c) wild-growing trees and shrubs. Spontaneous reforestation did not happen following abandonment, but a long term survival of certain cultivated fruit trees were striking, and the immigration of wild-growing berry shrub species was also remarkable.

### Introduction

Rural abandonment has become one of the most important trends in land use and land cover change in most industrialized societies (Lambin et al. 2001). This phenomenon embraces the termination of the use of farmlands, rural houses, the abandonment of former cultivated agricultural land (Nelson 1990; Poyatos et al. 2003), the abandonment of villages (Filipe and Mascarenhas 2011), gardens etc. The structural changes of the agricultural production and the depopulation of rural areas can be found in the background of these processes.

Over the past five to six decades depopulation has appeared as an uninterrupted process in the rural areas around Europe. This problem is very complex and occurs in regions where current land use is not economically viable anymore. It sinks its roots in the development policies, industrialization, urbanization and the agricultural changes of the last century. In general geographical marginality causes low income, poor housing, unemployment and inequality of access to services. Mediterranean areas encounter the most serious losses; these areas contain some of the most depopulated areas in Europe – it is well known from the literature. Similar processes have occurred in Central and East European countries (Müller and Munroe 2008; Mladenov and Ilieva 2012; Moldovan et al. 2016).

In the former socialist countries rural exodus began in the mid-twentieth century, driven by rapid industrialization, but it accelerated after the political transitions mainly during the first decade of the 21<sup>st</sup> century. Domestic and international emigration of rural inhabitants has been intensifying since the beginning of this century, and the demographic structure of the resident population is aging fast. These processes have resulted in a growing rural abandonment, one of the most important spatial problems of these states. 198 depopulated settlements can be found in Bulgaria in 2018. In Hungary there are no officially empty settlements but the number of the settlements which have less than 50 inhabitants was 16 in 1991 and 38 in 2016. However, there are settlement parts (mainly residential areas away from

the centres of the villages) and group of farmsteads which have already lost their total population (Pándi 2017a). Dozens of villages are now threatened with serious decrease in number of inhabitants and are at the margin of abandonment.

The environmental effects of the rural depopulation and abandonment are one of the most widely discussed topics in recent decades. Abandonment is defined as a total termination of the use and management of soil including a change towards a less intensive pattern in land use: i.e. agricultural fields are left to their own spontaneous dynamics (Baudry 1991; Weissteiner et al. 2011). Two main directions can be characterized concerning the effects on the environment, landscape and biodiversity (Otero et al. 2015).

A large number of papers dealing with the abandonment (mainly European examples) emphasize the negative effects of these processes. Landscape ecologists declare that the traditional agricultural landscape has always been extremely rich in diversity, and this is a quality which still persists despite obvious moves towards a more homogenous landscape (Nelson 1990). The reduction in land-use intensity, including land abandonment of agricultural practices at the extreme is defined as an environmental degradation (Navarro and Pereira 2012).

On the other hand, several scholars focus on the opportunities arising from termination of human use and agricultural disturbance of the natural ecosystems. Navarro and Pereira (2012) argue that, contrary to common perception, traditional agriculture practices were not environmentally friendly (most deforestation in Europe occurred before the industrial revolution) and that the standards of living of rural populations were low. Consequently, these changes are necessary and give possibility to a “rewilding” of European landscapes. Examples of rewilding also mentioned from Hungary (Szilassi 2017; Stefán 2018). Forest transition theory describes a reversal in land-use trends for a given area, from a period of net forest area loss (due to the expansion of agricultural lands, or the increasing level of underground mining, especially that of coal mining in the last century), to a period of net forest area gain (shrinking of agricultural use, or closure of mines) (Robson and Berkes 2011; Otero et al. 2015; Sütő et al. 2017). In the East Borsod Coal Basin the extension of forest has spontaneously increased after the closure of coal mines

No consensus can be detected on the environmental impacts of the abandonment. The ecological, environmental results of these processes depend on the geographical, social, economic conditions of the examined area. However, according to Robson and Berkes the relationship between population and the environment is neither linear nor deterministic. It is a myth that depopulation necessarily results a provision of the conservation of biodiversity (Robson and Berkes 2011).

Our aim in this pilot study was to investigate the effects of abandonment on the woody vegetation of a ghost village focusing on both the surviving cultivated species and the spontaneously establishing species.

## Materials and methods

The investigation was conducted in an abandoned village, called Zsörk, situated in the north-west part of Hungary, approximately 140 km from Budapest (Figure 1). Zsörk belongs to the municipality of Pápateszér but it is located at a distance of 3 km from the central settlement. Its geographical environment can be characterized by a foothill region of the Bakony Mountains, which hardly exceed the 700 m above mean sea level, and it consists mainly of Triassic and Jurassic limestone. The foothill is shaped by numerous streams coming from the mountains, and it is built up from Eocene limestone and marl, whilst the streams have built alluvial fans. In the proximity of Zsörk sandy soils (originating from the last glacial period) can be found as well. This region is relatively rich in forest, oaks (*Quercus robur*, *Q. petraea*,

*Q. cerris*) and hornbeam (*Carpinus betulus*) being the dominant tree species. The sandy area is covered by a postglacial relict association with Scots pine (*Pinus sylvestris*) forests.

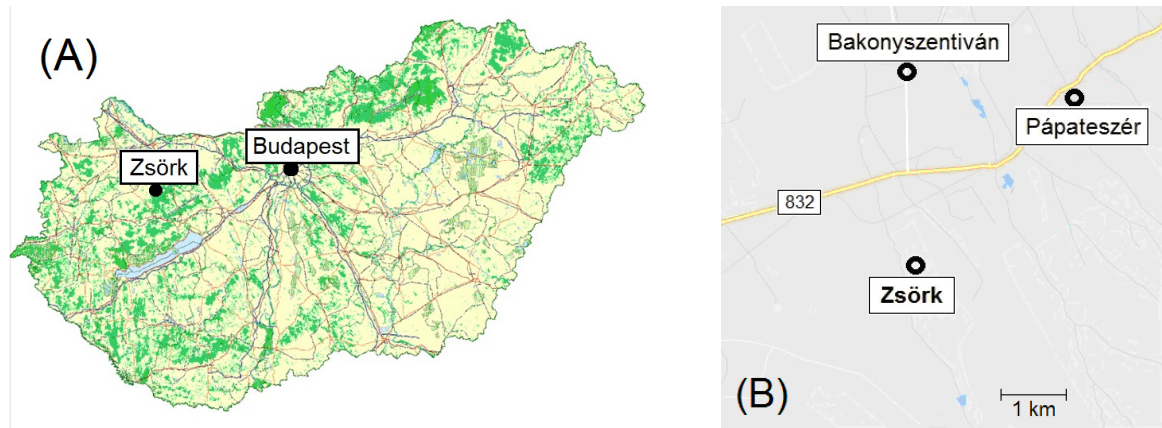


Figure 1. Geographical location of Zsörk in Hungary (A), and its position to the neighbouring villages (B)  
1. ábra Zsörk elhelyezkedése Magyarországon térképén (A), és a szomszédos falvakhoz viszonyított helyzete (B)

The foothill region has a dense settlement network originating from the Mediaeval ages. The landscape has been formed by agricultural production, but the share of forest remained high in land use, and a large number of mills utilized the energy of water streams to process the grain production of the nearby lowland. Recently the whole micro-region has been suffering from depopulation and the peripheral geographical situation.

Zsörk was first mentioned in 1249. It was depopulated in the 16<sup>th</sup> century due to the Ottoman rule. In the 18<sup>th</sup> century the inhabitants of neighbouring villages cultivated its lands. In the first half of the 19<sup>th</sup> century it was resettled. The small church was built at that time, but the total number of the population could not have been more than 100 persons. Since the Great War the number of inhabitants has decreased permanently due to migration and ageing processes. Some lands and vineyards were and still are cultivated by proprietors living in the nearby villages. Even in the 1980s there were few residents here, but since the beginning of 1990s all houses are empty. The owners of the most sites are known, but their heirs live far away. Even if owners live in the proximity they do not cultivate the property because of their age or for economic reasons. It is shown in the historical maps and aerial photos that the shape and the structure of the village has not changed in the last 150 years, but the number of houses has decreased (Figure 2 and 3).

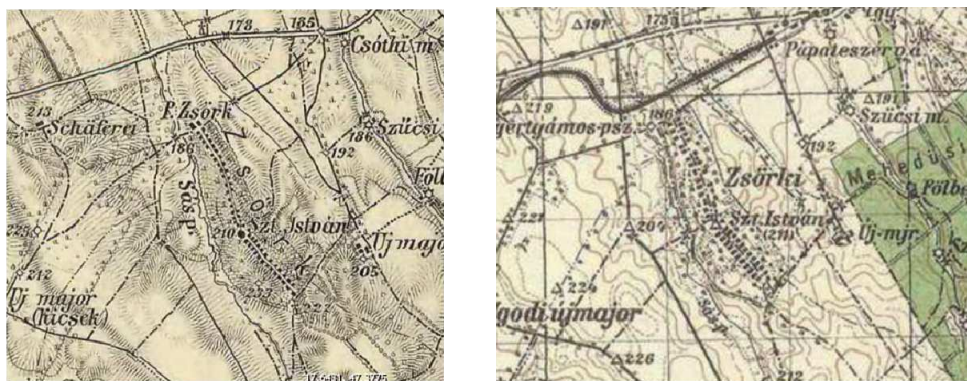


Figure 2. Geographic maps of Zsörk and its surroundings according to the 3<sup>rd</sup> Military Survey (1869-1887; left) and the Military Survey in 1941 (right)

2. ábra Zsörk és környékének térképe a 3. Katonai Felmérés (1869-1887; balra), valamint az 1941-es Katonai Felmérés (jobbra) szerint

(Source/Forrás: <http://mapire.eu/hu/>)





Figure 3. Aerial photographs of Zsörk in 1961 (left) and 2017 (right)  
 3. ábra Zsörk képe légifelvételen 1961-ből (balra) és 2017-ben (jobbra)  
 (Source/Forrás: <http://www.fentrol.hu>; <https://www.google.hu/maps>)

In the abandoned village 14 sites (ruined buildings with their surrounding gardens) were selected where detailed botanical survey was carried out in May, 2018. In each site woody vegetation was recorded in three categories: cultivated fruit trees and shrubs, ornamental trees and shrubs and wild-growing trees and shrubs. (Shrubs also included lianas.) Number of individuals were also recorded for cultivated fruit trees, and for this group of species old and young specimens were distinguished, too. Category of young specimens reflects spontaneous self propagation after abandonment of the site. Each fruit tree with diameter less than 5 cm were considered 'young'. Regardless of their size, those fruit trees were also considered young which grew unsuitable positions (e.g. within the walls of a roofless house). Species nomenclature follows Horváth et al. (1995).

## Results

Altogether 33 woody species (trees or shrubs) were recorded: 14 wild-growing natural species, 13 formerly cultivated fruit-trees and -shrubs, and 6 ornamental woody species. Berry shrubs dominated the group of colonizing wild-growing woody species followed by wind dispersed shrubs and wind dispersed trees (Fig. 4).

Among the cultivated fruit trees common walnut (*Juglans regia*), plum (*Prunus domestica*), sweet cherry (*Cerasus avium*) and European pear (*Pyrus communis*) were the most frequently found surviving remnants in the abandoned gardens (Figure 5). Considering the ratio of old and young specimens, markedly different behaviour types were found among fruit tree species. Walnut, plum and sweet cherry had several offspring in several sites, thus indicating a self sustainable population in the long run, whereas pear was represented only large, very old trees that can perfectly compete with the colonizing native species, but spontaneously did not reproduce. Regarding total number of young specimens observed in all censused sites common walnut and plum were on the top of the list with 27 and 15 offspring, respectively.

Surviving ornamental woody species (mostly shrubs) were found at three sites only, of which one was the abandoned church yard (Figure 5). Spontaneous reproduction of these species did not occur.

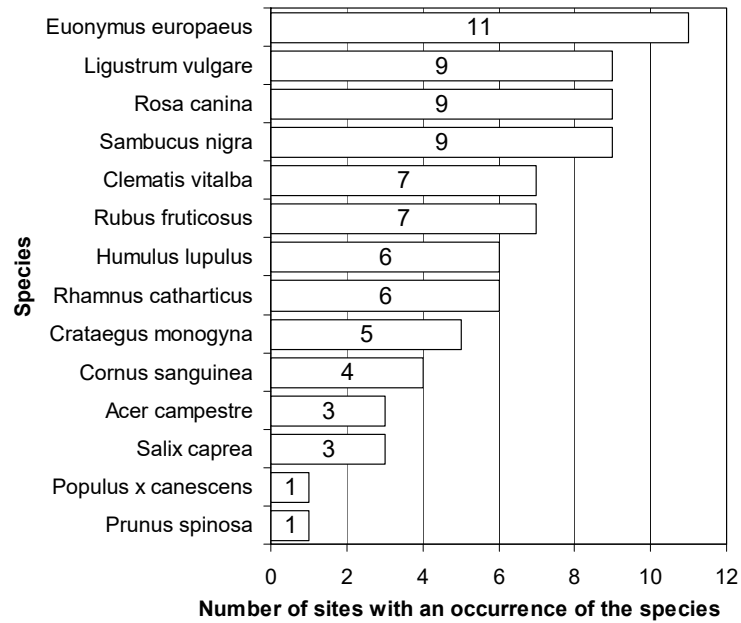


Figure 4. Natural wild-growing tree and shrub species found in the sites of Zsörk, an abandoned village of Hungary.

4. ábra A természetes módon betelepült fa- és cserjefajok előfordulási száma a megvizsgált házhelyeken, a lakosságát elvesztett Zsörkön

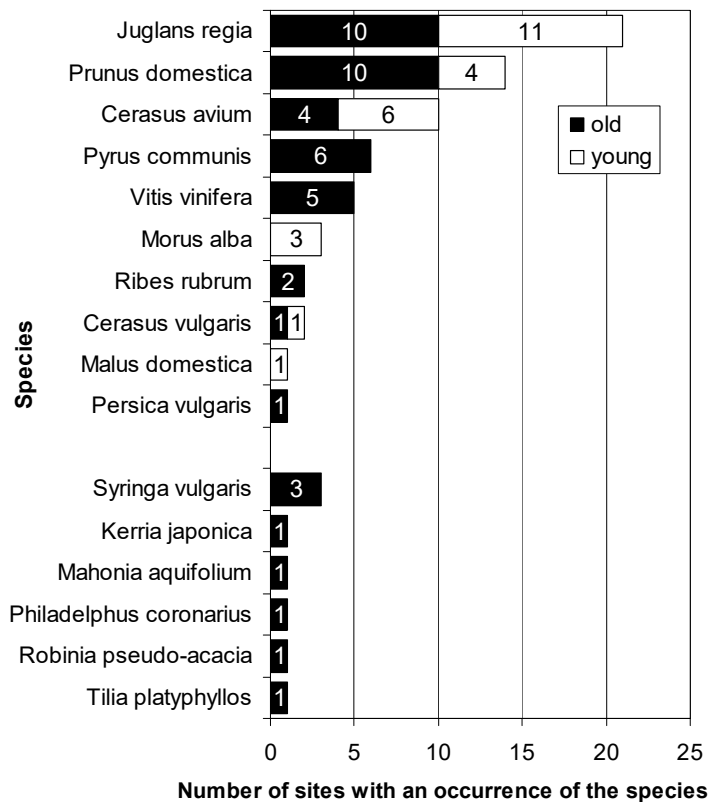


Figure 5. Cultivated fruit trees and shrubs (upper section of the diagram) and ornamental woody species (lower section of the diagram) found in the studied sites of Zsörk, an abandoned village of Hungary; presence of old and young individuals were distinguished

5. ábra A termesztett fa- és cserjefajok (a diagram felső részében), valamint a fásszárú dísznövények (a diagram alsó részében) jelenlétével jellemezhető házhelyek száma, a lakosságát veszített Zsörkön; az egyes házhelyeket az idős és a fiatal példányok megléte szerint is feltüntettük

## Discussion

The high ratio of berry shrubs among the colonizing native woody species indicates the dominance of avian introduction over wind supported (anemochorous) establishment of species (Howe and Smallwood 1982). In this respect, the vegetation succession at Zsörk differs remarkably from the general pathways of secondary succession observed in abandoned agricultural fields or other disturbed areas, since in the latter cases wind dispersed species dominate in the first period following the abandonment then zoochorous species advance in the later stages (Chang et al. 2014, Knapp et al. 2016).

The driving force behind the berry shrubs advancement is obviously the high density of frugivorous birds that visit the abandoned sites of Zsörk to feed on the remaining fruit trees, and it corresponds the facilitation model of succession (Connell and Slatyer 1977, Debussche et al. 1982). Since seeds of wild-growing berry shrubs generally survive passage in digestive system of birds the seeds ingested in the surrounding forested areas can easily be transported to Zsörk by birds (Levey et al. 2001).

Surprisingly, invasive alien tree and shrub species did not occur at the studied sites. This observation contradicts the results of previous studies of abandoned fields and farmsteads (Csontos and Tamás 2005, Pándi et al. 2014, Ivajnsič et al. 2012, Pándi 2017b), therefore, the underlying causes of the phenomenon should be further explored. It is also notable that forest forming trees which characterize the surrounding woodlands (mainly oaks and hornbeam) played rather limited role in the post abandonment succession of the vegetation at Zsörk. Consequently, the abandoned villages of the region cannot be considered as places where spontaneous reforestation takes place quickly.

Common walnut, sweet cherry and pear were the most successful survivors among fruit trees in the abandoned sites. Their large sizes enabled them to cope with the invasion of wild-growing shrubs and suppress them by shading. Although, they are shorter in size, plum trees survived in many sites, too. Survival of plum trees was also reported by Pándi (2017a) from abandoned farmsteads, and we suppose that plum's success is partly due to its perfect fit to the region's climatic conditions. It is also indicated by the self propagation rate of plum that enables it to survive for long time in spite of abandonment. Occurrences of young specimens reflects ability of spontaneous establishment of the given species following abandonment. Common walnut and sweet cherry also expressed high rate of spontaneous self reproduction, whereas pear, common grape vine and peach did not produce any offspring, so thus the extinction of the latter group can be guaranteed in the long term. Step by step changes of the fruit tree species' composition in the sites of Zsörk could be successfully predicted by modelling tools, e.g. Markov-chain modelling.

We found rather few ornamental woody species in this survey. Most of them were shrubs and the two trees from this group (*Robinia pseudoacacia* and *Tilia platyphyllos*) were found in the church yard. On the one hand, their lack can be explained if we suppose that former inhabitants of the settlement did not really prefer planting ornamental shrubs. On the other hand it is also possible that the ornamental shrubs were suppressed by the large number of immigrating native shrubs. Worth for mentioning that Pándi (2017b) found long survival of some ornamental shrubs in abandoned farmsteads in the Hungarian Great Plain. It underlines the need for further comparative studies of survival of ornamental species with special attention to their plant strategy types as well as experimental studies of interactions between native and ornamental woody species in order to more fully understand the mechanisms of competition between these groups.

## Conclusions

In case of Zsörk, considerable spontaneous reforestation did not happen during the 30-40 years following abandonment, therefore the settlement can only partly be considered as a re-wildening area. In contrary, in spite of abandonment the long term survival of certain cultivated fruit trees were striking. This raises the possibility of extensive orchard cultivation in Zsörk by the inhabitants of the surrounding villages. Low-maintenance fruit tree species such as walnut, sweet cherry and plum should receive special attention and their ratio could be further increased by both direct planting and self reproduction. Thus, by minimizing care work, it become possible that the declining population of the region can still carry out the necessary work. The delivery of harvested crops at today's motorization level seems to be an easy task. Of course, the preferred fruit tree species vary among geographic and climatic regions, therefore in the next few years a research programme should be launched to find locally appropriate species in wider geographic scale.

## Acknowledgement

The authors gratefully acknowledge the constructive comments received from Dr. Attila Barczy and an anonymous reviewer on the earlier version of the manuscript. This work was supported by the bilateral exchange program of Bulgarian and Hungarian Academies of Sciences (under the title „Depopulating areas in Bulgaria and Hungary”), and by the Hungarian National Research Fund (OTKA-K128703). This work was presented at the 6<sup>th</sup> Moravian Conference on Rural Research: "European Countryside and its Perception", September 3-7, 2018, Mendel University in Brno, Brno, Czech Republic.

## References

- Baudry J. 1991: Ecological consequences of grazing, extensification and land abandonment: role of interactions between environment, society and techniques. In: Baudry J., Bunce R.G.H. (Eds.) Land abandonment and its role in conservation. Options Méditerranéennes, série séminaires, n. 15. CIHEAM, pp. 13–19.
- Chang L., He Y., Yang T., Du J., Niu H., Pu, T. 2014: Analysis of herbaceous plant succession and dispersal mechanisms in deglaciated terrain on Mt. Yulong, China. The Scientific World Journal (2014), Article ID 154539, 13 pages. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/154539>
- Connell J.H., Slatyer R.O. 1977: Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. American Naturalist 111(982): 1119–1144.
- Csontos P., Tamás J. 2005: Tájédegen fajok által meghatározott spontán erdősődő területek növényzetének vizsgálata. [Vegetation studies in spontaneous woods dominated by non-native trees.] Kanitzia 13: 69–79.
- Debussche M., Escarre J., Lepart J. 1982: Ornithochory and plant succession in Mediterranean abandoned orchards. Vegetatio 48(3): 255–266.
- Filipe M., de Mascarenhas J. M. 2011: Abandoned villages and related geographic and landscape context: guidelines to natural and cultural heritage conservation and multifunctional valorization. European Countryside 3(1): 21–45
- Horváth F., Dobolyi Z.K., Morschhauser T., Lőkös L., Karas L., Szerdahelyi T. 1995: FLÓRA adatbázis 1.2 - taxonlista és attribútum-állomány. FLÓRA munkacsoport, MTA-ÖBKI, MTM Növénytára, Vácrátót, 267 p.
- Howe H.F., Smallwood J. 1982: Ecology of seed dispersal. Annual Review of Ecology, and Systematics 13: 201–228.
- Ivajnić D., Cousins S.A.O., Kaligarič M. 2012: Colonization by *Robinia pseudoacacia* of various soil and habitat types outside woodlands in a traditional Central-European agricultural landscape. Polish Journal of Ecology 60(2): 301–309.
- Knapp S., Stadler J., Harpke A., Klotz, S. 2016: Dispersal traits as indicators of vegetation dynamics in long-term old-field succession. Ecological Indicators 65: 44–54.
- Lambin E.F., Turner B.L., Geista H.J., Agbolac S. B., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O.T., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skanes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T.A., Vogel C., Xu J. 2001: The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions, 11(4): 261–269

- Levey D.J., Silva W.R., Galetti M. (eds) 2001: Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation. CABI Publishing, Wallingford, 511 p.
- Mladenov Ch., Ilieva M. 2012: The depopulation of the Bulgarian villages, *Bulletin of Geography Socio-economic Series* 17: 99–107.
- Moldovan I.A., Moldovan V.S., Iliş N.M. 2016: Rural Romanian Housing Degradation – effect on land restitution and unemployment rates. *Agriculture and Agricultural Science Procedia* 10: 438–443.
- Müller D., Munroe D.K. 2008: Changing Rural Landscapes in Albania: Cropland Abandonment and Forest Clearing in the Postsocialist Transition. *Annals of the Association of American Geographers* 98(4): 855–876.
- Navarro L.M., Pereira H.M. 2012: Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems* 15: 900–912.
- Nelson N. 1990: Abandoned Farmlands in France. *Landscape and Urban Planning* 18(3–4): 229–233.
- Otero I., Marull J., Tello E., Diana G.L., Pons M., Coll F., Boada M. 2015: Land abandonment, landscape, and biodiversity: questioning the restorative character of the forest transition in the Mediterranean. *Ecology and Society* 20(2): 7.
- Pándi I. 2017a: Farmstead abandonment in the Duna-Tisza Interfluve: landscape ecological and conservation effects. Summary of Ph.D. Thesis, Szent István University, Gödöllő, 26 p.
- Pándi I. 2017b: A tanyavilág megszűnésének tájökölógiai és természetvédelmi hatásai a Duna-Tisza közti homokhátságon. [Farmstead abandonment in the Duna-Tisza Interfluve: landscape ecological and conservation effects.] Doktori (Ph.D.) értekezés, Szent István Egyetem, Gödöllő, 93 p.
- Pándi I., Penksza K., Botta-Dukát Z., Kröel-Dulay Gy. 2014: People move but cultivated plants stay: abandoned farmsteads support the persistence and spread of alien plants. *Biodiversity and Conservation* 23(5): 1289–1302.
- Poyatos R., Latron J., Llorens P. 2003: Land use and land cover change after agricultural abandonment – The case of a Mediterranean Mountain Area (Catalan Pre-Pyrenees). *Mountain Research and Development* 23(4): 362–368.
- Robson J.P., Berkes F. 2011: Exploring some of the myths of land use change: Can rural to urban migration drive declines in biodiversity? *Global Environmental Change -Human and Policy Dimensions* 21(3): 844–854.
- Stefán E. 2018: Az alsószuhai szőlőhegy tájtörténeti és botanikai vizsgálata. [Botanical and landscape history studies on the vineyard hill of Alsószuha village (NE Hungary)] *Botanikai Közlemények* 105(1): 129–142.
- Sütő L., Dobány Z., Novák T., Adorján B., Incze J., Rózsa P. 2017: Long-term changes of land use/land cover pattern in human transformed microregions - case studies from Borsod-Abaúj-Zemplén county, north Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 12(2): 473–483.
- Szilassi P. 2017: Magyarországi kistájak felszínborítás változékonysága és felszínborítás mozaikosságuk változása. [Land cover variability and the changes of land cover pattern in landscape units of Hungary.] *Tájökölógiai Lapok* 15(2): 131–138.
- Weissteiner Ch.J., Boschetti M., Böttcher K., Carrara P., Bordogna G., Brivio P. A. 2011: Spatial explicit assessment of rural land abandonment in the Mediterranean area. *Global and Planetary Change* 79: 20–36.

**A VIDÉK ELNÉPTELENEDÉSÉNEK KÖRNYEZETI KÖVETKEZMÉNYEI –  
ESETTANULMÁNY EGY MAGYARORSZÁGI „SZELLEMFALU” FELHAGYOTT TELKEIN**

HARDI T.<sup>1</sup>, CSONTOS P.<sup>2</sup>, TAMÁS J.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> MTA Közgazdaság- és Regionális Tudományi Kutatóközpont, Regionális Kutatások Intézete,  
9002 Győr, P.f. 420.; e-mail: hardit@rkk.hu

<sup>2</sup> MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet,  
1022 Budapest, Herman O. út 15.; e-mail: cspeter@rissac.hu, levelező szerző

<sup>3</sup> Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár,  
1087 Budapest, Könyves K. krt. 40.; e-mail: tamas.julia@nhmus.hu

**Kulcsszavak:** botanikai felmérés, elnéptelenedés, felhagyott gyümölcsös, környezeti hatás, visszavadulás

Jelen tanulmány a vegetáció megváltozásának vizsgálatára fókuszálva elemzi egy dombvidéki régióban a település-felhagyás környezeti hatásait. A nemzetközi irodalomban a települések, illetve vidéki körzetek

elnéptelenedésének a környezetre gyakorolt hatásáról megoszlanak a vélemények. Egyes szerzők szerint ez a hatás eredőjét nézve negatív aminek az a fő oka, hogy a korábban térben és időben is sokféle módon kezelt földterületek, azaz a diverz tájhasználat, a felhagyást követően homogenizálódik; míg más kutatók inkább azt emelik ki, hogy a felhagyott területeken lehetővé válik a természetes élőhelyeknek (és azok sokféleségének) regenerálódása. A kiválasztott falu (Zsörk, Veszprém megye) mintegy 40 éve tekinthető elnéptelenedettnek, így jó lehetőséget nyújt annak megfigyelésére, hogy a természetes növényzet, elsősorban a fák és cserjék milyen módon hódítják meg a korábban lakott ingatlanokat, illetve azok kertjeit. Vizsgálatainkhoz 14 házhelyet jelöltünk ki (ezek 1-1 romos épületből és a körülötte fekvő kertből álltak), és 2018 májusában részletesen felmértük a rajtuk előforduló fásszárú növényzetet. A feljegyzett fajokat három kategóriába csoportosítottuk: a) gyümölcsükért termesztett fajok, b) fásszárú dísznövények és c) vadon élő fák vagy cserjék. A település felhagyását követően jelentős spontán visszaerdősödést nem tapasztaltunk, a környékbeli erdők társulásalkotó fafajai nem, vagy alig fordultak elő. Ugyanakkor feltűnő volt egyes termesztett gyümölcsfa fajok (különösen a dió, a cseresznye és a házi körte példányok) kiváló túlélőképessége a telkeken. A természetes flórából betelepülő fásszárú fajok közül a bogycsücsű cserjék részesevé kimagasló volt, ami a madarak általi terjesztés elsődlegességére utal a széllel terjedő fajokkal szemben. Valószínűleg legalább részben ennek is köszönhető, hogy inváziós fásszárú fajokat gyakorlatilag nem találtunk a felmérés során.