

---

# TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

---



Kiadja:  
Szent István Egyetem  
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar

Alapítva: 2003-ban

Gödöllő  
2015

# TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY

13. ÉVFOLYAM 1. SZÁM



VOL.13, No. 1

*Főszerkesztő – Chief editor*  
Barczy Attila

*Szerkesztő – Editor*  
Centeri Csaba

*A szerkesztőség címe – Editorial office*  
SZIE, MKK, KTI Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., tel.: +36 28 522-000/1833,  
e-mail: barczy.attila@mkk.szie.hu, centeri.csaba@gmail.com

## *Szerkesztőbizottság – Editorial Board*

ÁNGYÁN J. (GÖDÖLLŐ)	LÓCZY D. (PÉCS)	FAYVUSH, G. (YEREVAN, ARMENIA)
BÁLDI A. (VÁCRÁTÓT)	MENYHÉRT Z. (GÖDÖLLŐ)	JANAUER, G. (VIENNA, AUSTRIA)
CSONTOS P. (BUDAPEST)	MEZŐSI G. (SZEGED)	KISS, I. (HUNEDOARA, ROMANIA)
CSORBA P. (DEBRECEN)	STEFANOVITS P. (GÖDÖLLŐ)	KOHLER, A. (STUTT GART, GERMANY)
DUHAY G. (GÖDÖLLŐ)	SZILASSI P. (SZEGED)	MIKLÓS, L. (ZVOLEN, SLOVAKIA)
FEKETE G. (VÁCRÁTÓT)	TAMÁS J. (BUDAPEST)	MÖSELER, B. M. (BONN, GERMANY)
GYULAI F. (BUDAPEST)	TÓTH A. (MEZŐTÚR)	OSZLÁNYI, J. (BRATISLAVA, SLOVAKIA)
GYURICZA Cs. (GÖDÖLLŐ)	DOSTAL, T. (PRAGUE, CZECHIA)	
KERÉNYI A. (DEBRECEN)	EVELPIDOU, N. (GREECE)	
KERTÉSZ Á. (BUDAPEST)		

*Nyelvi lektor – Language editing*  
MALATINSZKY ÁKOS, MILENA KLIMEK  
ISSN: 1589-4673

[www.tajokologiai.lapok.szie.hu](http://www.tajokologiai.lapok.szie.hu)

**ALAPÍTVÁ 2003-BAN – FOUNDED IN 2003**

## *Alapítók – Founded by*

A SZENT ISTVÁN EGYETEM  
KÖRNYEZET- ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI INTÉZETE  
ÉS TÁJÖKOLÓGIAI TANSZÉKE

SZENT ISTVÁN UNIVERSITY  
INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL  
AND LANDSCAPE MANAGEMENT  
AND DEPT. OF LANDSCAPE ECOLOGY

A TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK CIKKEIT REFERÁLJA  
A CABI, A SCOPUS, A MATARKA  
ÉS AZ ÁGRÁROLDAL.

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY  
IS COVERED IN THE CABI, SCOPUS,  
MATARKA AND ÁGRÁROLDAL DATABASES.

A kiadvány a Magyar Tudományos Akadémia támogatásával készült.

E lapszám megjelenését  
a SZENT ISTVÁN EGYETEM MEZŐGAZDASÁG- ÉS KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KARA,  
KUTATÓ KARI KIVÁLÓSÁGI TÁMOGATÁS - RESEARCH CENTRE OF EXCELLENCE-9878/2015/FEKUT.  
és a TERMÉSZETVÉDELMI- ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI INTÉZET TÁMOGATTA.





## A NAGYDOBRONYI VADVÉDELMI REZERVÁTUM (KÁRPÁTALJA, NYUGAT UKRAJNA) GYEPEINEK FLÓRÁJÁRÓL

SZANYI SZABOLCS<sup>1</sup>, KATONA KRISZTIÁN<sup>1</sup>, BERNÁT NIKOLETT<sup>2</sup>, TAMÁSI KITTI<sup>3</sup>,  
MOLNÁR ATTILA<sup>3</sup>

<sup>1</sup>DE-TTK, Evolúciós Állattani és Humánbiológia Tsz.  
4032, Debrecen, Egyetem tér 1., e-mail: szanyiszabolcs@gmail.com

<sup>2</sup>DE-TTK, Ökológiai Tsz.  
4032, Debrecen, Egyetem tér 1.

<sup>3</sup>II. Rákóczi Ferenc Kárpátaljai Magyar Főiskola, Biológia Tsz.  
90202 Beregszász, Kossuth tér 6.

**Kulcsszavak:** Beregi-sík; gyepek, vegetáció, életforma-típus, védett fajok.

**Összefoglalás:** Kárpátalja a Beregi-síkon keresztül csatlakozik Magyarországhoz. A síkon már a korai időkben kedvezőek voltak a természeti viszonyok az állattartás, a különböző mezőgazdasági tevékenységek, az erdőgazdaságok és a szőlőültetvények számára. A vizsgálataink helyszínéül választott Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátumban és környékén is nagyrészt már csak a másodlagos társulások dominálnak. Vizsgálataink helyszínéül a rezervátumban fekvő, különböző kezelés alatt álló, hét gyepterületet választottuk. A terepi mintavételezéseket 2012. augusztus 24-27 között végeztük, az egyes területek felmérését az ún. Braun-Blanquet kombinált becslési módszerrel végeztük. Így összesen 101 növényfajt és 2 taxont (*Carex* sp., *Poacea* sp.) azonosítottunk, amelyből 3 védett és 1 fokozottan védett.

### Bevezetés

Kárpátalja Ukrajna természeti értékekben egyik leggazdagabb területe. Az ország edényes növényfajainak több mint a fele megtalálható Kárpátalján (HRIHORA-SZOLOMAHA, 2005). A régió növényföldrajzi beosztását tekintve a Holarktikus flórabirodalom közép-európai flóratertületének két – Pannonicum és Carpathicum – flóratartományának érintkezésénél fekszik (BARANYI 2009), és mint az Alföld (Eupannonicum) flóraidékének jól elhatárolható, sajátos flórájú flórajárása, az Észak-Alföld (Samicum) nevet kapta (SIMON 1953).

Kárpátalja a Beregi-síkon keresztül csatlakozik Magyarországhoz. A síkon már a korai időkben kedvezőek voltak a természeti viszonyok a legeltető és az istállózó állattartás, a különböző mezőgazdasági tevékenységek, az erdőgazdaságok és a szőlőültetvények számára. Ennek következtében az éghajlati és vízjárás viszonyok alapján várható erdős-lápos táj helyett mára egy sokkal változatosabb szerkezetű, hagyományos gazdálkodású mozaiktáj jött létre. Ez a tájhasználati struktúra olyan dinamikus élőhely-mozaikokat eredményezett, amelyhez a művelés évszázadai, évezredek során számos élőlény sikerrel alkalmazkodott. Ezek a körülmények olyan változatos élővilágot eredményeztek, amelynek fontosságára már SIMON TIBOR monográfiája (1953) is felhívta a figyelmet. A munka meggyőzően mutatja meg, hogy ezen a területen számos hegyvidéki erdeinkre jellemző növényfaj tenyészik.

A tőzegmohás lápok jelentőségére BOROS (1962) hívja fel a figyelmet, utalva arra, hogy a mai lápok növényzete nagyobb kiterjedésben és fajgazdagságban a mára elpusztult Szernye-mocsár lápvidékén volt jelen. A helytelenül mocsárnak nevezett Szernye-láp flórája és vegetációja egyedülállóan értékes volt, azonban a lecsapolása után a természetes növényzetet mezőgazdasági kultúrák váltották fel. A lápréti növénytársulások már csak foltokban maradtak fenn a hajdani kráter közelében. A nyílt gyepekre jellemző pázsitfűfélék és fészekvirágzatú növények váltak uralkodóvá, ezzel egyidejűleg a zavarástűrő növényfajok is megjelentek (FODOR, 1999).

A lecsapolások óta az egykori láp területén, így a vizsgálataink helyszínéül választott Nagydobronyi Vadvédelmi rezervátumban és környékén is nagyrészt már csak a másodlagos társulások dominálnak. Vannak még azonban olyan foltok, ahol a hajdani flórára emlékeztető

színező elemek megtalálhatóak. Ilyen a rezervátum területén fekvő 1-2 hektáros irtásrét típusú láprét, amelyet a helyiek „Masoncának” neveznek. Növényzetéről HARGITAI (1943) is megemlékezik. A Latorca árteréhez tartozó terület a tavaszi hónapokban bőséges vízellátású. A láprét egészében véve a természeteshez közeli állapotú. Jelentős egyedszámú a védett *Leucojum aestivum*, valamint a *Fritillaria meleagris*, állományalkotó az *Iris pseudocorus*, a kaszálóréteken jelentős borítású a *Lychnis flos-cuculi* és a *Ranunculus repens*, melyek a természetközeli állapotot jelzik. A lombosfák leginkább hagyásfákként vannak jelen, mint pl. a *Fraxinus angustifolia* subsp. *pannonica*. Az invázív *Acer negundo* terjedése viszont már a cserjésedés, sőt a gyomosodás következményeként fogható fel. (KOHUT et al. 2006.).

Az rezervátum megmaradt erdőtakarója közül jelentős az alföldi gyertyános-tölgyesek (*Circaeo-Carpinetum*) aránya, melynek állományalkotó fafaja a felső lombkorona szintben a kocsányos tölgy (*Quercus robur*), az alsóban a közönséges gyertyán (*Carpinus betulus*). Gyepszintjében üde lomberdei fajok találhatóak, számos jellegzetes kárpáti flóraelemmel. A területet gazdagon behálózó folyók és a Szernye-láp lecsapolása során épített csatornák alacsonyabb árterein fűz-nyár ligetek terülnek el. A magasabb ártereken tölgy-köris-szil (*Fraxino-pannonicae-Ulmetum*) ligetek alakultak ki.

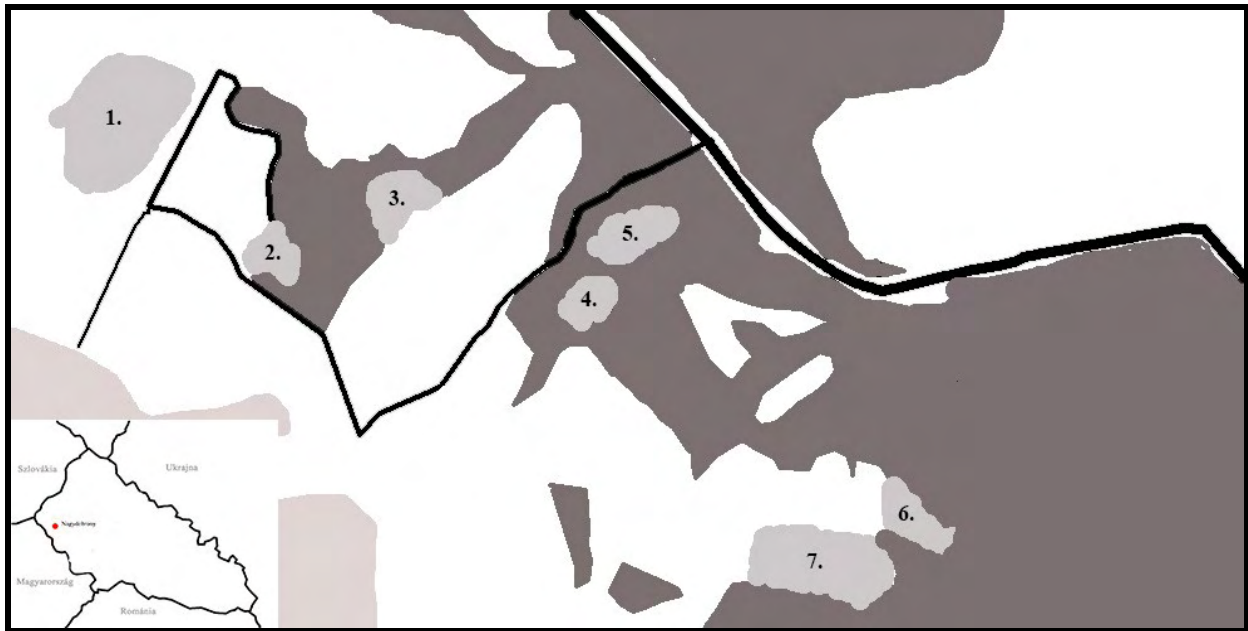
Az flóra és vegetáció gazdagsága lehetővé teszi az itt élő rovarvilág sokszínűségét. A területen 2008.-tól kezdve folynak kutatások a különböző herbivor rovarközösségek diverzitásának felmérése céljából, melynek eddig számos eredménye született (SZANYI, 2010, NAGY et al. 2011, SZANYI, 2012a, b). Ezen felmérések eredményeinek részletesebb kiértékelése szükségessé tette a terület növényzetének célzott vizsgálatát. Jelen munka célja, hogy az előzetes felvételezések során összegyűlt növényfajokat ismertesse.

### Anyag és módszer

A Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum a Beregi-sík Kárpátaljai részén, a Csap-Munkácsi-medence területén helyezkedik el. A terület éghajlata nem tér el a Beregi-sík éghajlatától, amely a Nagy-Alföld leghűvösebb (évi átlag 8,9° C körül), legcsapadékosabb területe (átlag 609 mm), és egyike a leginkább kontinentális éghajlatú területeknek is (BARANYI 2009). A táj talajai túlnyomó részben fiatal folyami öntéseken létrejött, kevésbé kialakult képződmények. Az összes talaj közös jellege, amely a víz uralmát mutatja, az ingadozó talajvízszint nyomán kialakuló glej (GÖNCZY et al. 2005).

Vizsgálataink helyszínül a rezervátum területén fekvő különböző kezelés alatt álló és társulás típusba tartozó gyepeket választottuk:

1. „Szapat” – degradált, különböző mezőgazdasági kultúrákkal és kiszáradó kanálisokkal körülvett, nagy kiterjedésű, szarvasmarha legeltetésre használt száraz gyepek.
2. „Körerdő” – elegyes keményfás-liget és agrárterületek között lévő időszakosan és részlegesen kaszált gyepek, amit mesterségesen kialakított csatornák vesznek körül.
3. „Kis-makkos” – elegyes keményfás ligettel és akácos erdőszegéllyel teljesen körülzárt cserjésedő nedves gyepek.
4. „Felső-erdő I.” – keményfás ligeterdővel teljesen körülzárt, mérsékelt bolygatott, természeteshez közeli állapotokat mutató, cserjésedő, magas fűű irtásrét.
5. „Felső-erdő II.” – az előző területtől keskeny erdőrésszel elválasztott, erősen cserjésedő, magas fűű irtásrét.
6. „Rezervátum I” – egy oldalról elegyes keményfás-ligettel, egy oldalról bokorfűzes lárésszel és egy oldalról művelés alól felhagyott erdészeti kaszálóval körülvett, magas fűű nedves gyepek.
7. „Rezervátum II” – elegyes keményfás-liget és szegélycserjés által körülvett nagy kiterjedésű részlegesen és időszakosan kaszált, helyenként magas fűű üde gyepek.



1. ábra A vizsgált gyepek elhelyezkedése  
Figure 1. Situation of the examined grasslands

A terepi mintavételezéseket 2012. augusztus 24-27 között végeztük, az egyes területek társulásait az ún. Braun-Blanquet kombinált becslési módszerrel vizsgáltuk (BRAUN-BLANQUET 1928, 1949, JAKUCS 1981). A felvételezések során mindegyik gyepon tíz darab 1x1 m területű mintanegyzetet (kvadrátot) alakítottunk ki. Ezek után feljegyeztük az egy mintanegyzetben előforduló fajok számát és mennyiségét, becslési skála segítségével megállapítottuk és feljegyeztük a fajok társulástani jellemzőit.

A felvételezések elején kiválasztottuk az alkalmas kvadrátokat, ezután kvadrátonként elvégeztük az ott előforduló fajok – esetleg fontosabb faj alatti taxonok – leltárszerű feljegyzését, amit ugyanezen fajok mennyiségi előfordulásának becsléssel való megállapítása követett (BORHIDI, 2007). A fajok meghatározásánál SOÓ & KÁRPÁTI (1968), SIMON (1992) és KIRÁLY (2009) munkáit használtuk. A felvételek eredményeinek kiértékeléséhez a Microsoft EXCEL programot használtuk. A fajok flóraelem-, életforma-, és TVK értékeit, valamint a cönoszisztematikai besorolást a SIMON-féle (1992) rendszer szerint tüntettük fel.

Jelen munka során csupán a területenkénti fajszámot, az egyes növényfajok jelenlétét, illetve hiányát tárgyaljuk.

### Eredmények és értékelés

A hét gyepterület cönológiai felmérése során összesen 101 növényfajt és 2 taxont (*Carex* sp., *Poacea* sp.) azonosítottunk (1. táblázat). Ebből három védett (*Buphthalmum salicifolium* L., *Silaum peucedanoides* (M. B.) Kern, *Carduus collinus* W. et K.) és egy fokozottan védett (*Pulsatilla pratensis* (L. Mill.)). Ezen fajok a *Pulsatilla pratensis* kivételével, a jellemzően zárt, elegyes lomberdőkkel részlegesen vagy teljesen körülzárt, kevésbé zavart élőhelyeken fordulnak elő.

1. táblázat A gyűjtött fajok jegyzéke mintaterületek szerint (1 - „Szapat”; 2 - Körerdő; 3 - Kismakkos; 4 – Felső-erdő I.; 5 – Felső-erdő II.; 6 – Rezervátum I.; 7 – Rezervátum II.)

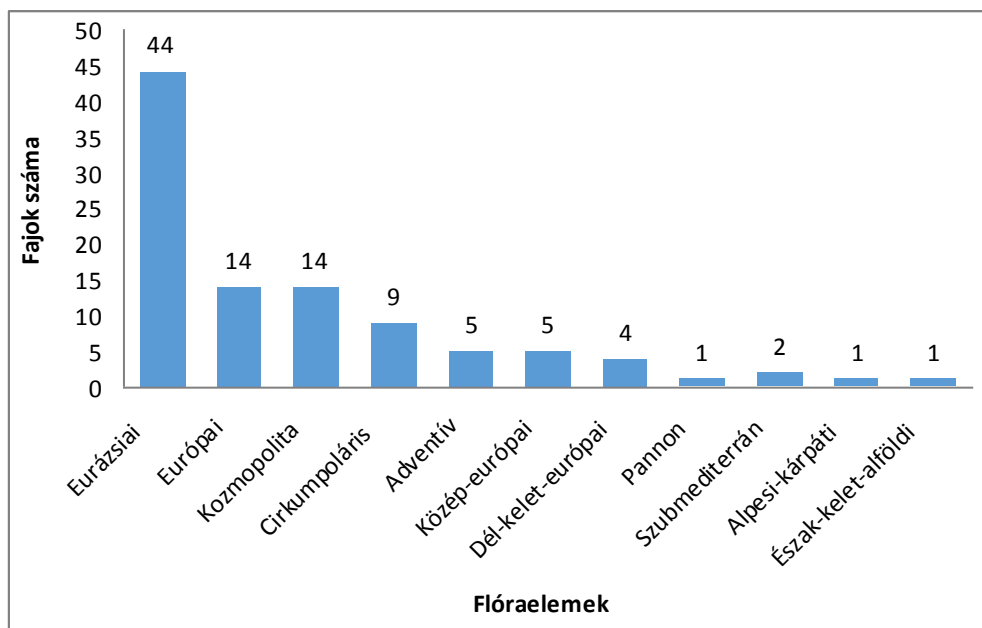
Table 1. The list of collected species by sample sites (1 - „Szapat”; 2 - Körerdő; 3 - Kismakkos; 4 – Felső-erdő I.; 5 – Felső-erdő II.; 6 – Rezervátum I.; 7 – Rezervátum II.)

Fajok	Család	1	2	3	4	5	6	7
<i>Acer campestre</i> L.	Sapindaceae	0	0	0	1	1	0	0
<i>Acer negundo</i> L.	Sapindaceae	0	0	0	1	0	0	0
<i>Achillea collina</i> L.	Asteraceae	1	1	1	1	0	0	0
<i>Achillea millefolium</i> L.	Asteraceae	0	0	1	0	0	0	0
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	Rosaceae	1	1	1	1	1	0	0
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	Poaceae	1	0	0	0	0	0	0
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	Asteraceae	1	1	1	0	0	1	0
<i>Anagallis arvensis</i> L.	Primulaceae	0	0	0	0	0	0	1
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) Presl	Poaceae	1	1	0	1	1	1	1
<i>Asclepias syriaca</i> L.	Apocynaceae	0	0	0	1	0	0	0
<i>Astragalus glycyphyllus</i> L.	Fabaceae	0	0	0	1	1	0	0
<i>Betonica officinalis</i> L.	Lamiaceae	0	1	1	1	0	0	1
<i>Bidens tripartita</i> L.	Asteraceae	1	1	1	0	0	1	0
<i>Bupthalmum salicifolium</i> L.	Asteraceae	0	0	1	0	0	0	1
<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth	Poaceae	0	1	0	1	1	0	1
<i>Carduus acanthoides</i> L.	Asteraceae	0	0	0	0	1	0	0
<i>Carduus collinus</i> W. et K.	Asteraceae	0	0	0	1	0	0	0
<i>Carex</i> sp.	Cyperaceae	1	1	1	0	1	1	1
<i>Carpinus betulus</i> L.	Betulaceae	0	0	0	1	1	0	0
<i>Centaurea jacea</i> L.	Asteraceae	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cichorium intybus</i> L.	Asteraceae	1	0	1	0	0	0	0
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Asteraceae	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	Asteraceae	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Asteraceae	0	0	1	1	0	0	1
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Convolvulaceae	1	1	1	1	1	1	1
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronqu.	Asteraceae	1	0	0	0	0	0	1
<i>Cornus sanguinea</i> L.	Cornaceae	1	0	0	1	1	0	0
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Poaceae	0	1	0	0	0	0	0
<i>Daucus carota</i> L.	Apiaceae	1	1	0	0	1	0	1
<i>Dipsacus laciniatus</i> L.	Caprifoliaceae	1	0	1	0	0	0	0
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. B.	Poaceae	0	1	0	0	1	1	0
<i>Equisetum sylvaticum</i> L.	Equisetaceae	0	0	0	0	1	1	0
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	Asteraceae	1	0	1	1	1	1	1
<i>Euphorbia serrulata</i> Thuill.	Euphorbiaceae	0	1	0	0	0	0	0
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	Poaceae	0	1	0	0	0	0	0
<i>Fragaria vesca</i> L.	Rosaceae	0	1	1	1	0	1	1
<i>Galega officinalis</i> L.	Fabaceae	0	1	1	1	0	0	1
<i>Galium aparine</i> L.	Rubiaceae	1	0	1	1	1	1	1
<i>Galium mollugo</i> L.	Rubiaceae	1	1	1	1	1	1	1
<i>Galium verum</i> L.	Rubiaceae	1	1	1	0	0	0	1
<i>Glechoma hederacea</i> L.	Lamiaceae	0	0	0	0	0	1	0
<i>Gypsophila paniculata</i> L.	Caryophyllaceae	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hieracium murorum</i> L.	Asteraceae	0	1	0	0	1	0	0
<i>Hypericum perforatum</i> L.	Hypericaceae	0	0	0	1	1	1	1
<i>Inula hirta</i> L.	Asteraceae	0	1	0	0	0	0	0
<i>Juncus effusus</i> L.	Juncaceae	1	1	1	0	1	1	1
<i>Lathyrus latifolius</i> L.	Fabaceae	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	Fabaceae	0	0	1	1	0	0	0
<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	Fabaceae	0	0	0	1	0	0	0
<i>Leontodon hispidus</i> L.	Asteraceae	1	0	0	0	0	0	1
<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	Scrophulariaceae	0	0	1	1	1	1	0
<i>Lotus corniculatus</i> L.	Fabaceae	1	1	1	0	0	0	1
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	Primulaceae	0	0	1	0	0	0	1
<i>Lythrum salicaria</i> L.	Lythraceae	1	1	0	0	1	0	1
<i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill.	Rosaceae	0	1	0	0	0	0	0



<i>Medicago sativa</i> (L.) All.	Fabaceae	0	1	1	1	0	0	1
<i>Melampyrum nemorosum</i> L.	Orobanchaceae	0	1	1	1	0	0	1
<i>Mentha arvensis</i> L.	Lamiaceae	1	0	1	1	1	0	1
<i>Mentha pulegium</i> L.	Lamiaceae	0	0	1	0	0	0	0
<i>Oenothera biennis</i> L.	Onagraceae	0	0	0	0	0	0	1
<i>Oxalis acetosella</i> L.	Oxalidaceae	0	0	0	1	1	0	0
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Oxalidaceae	0	1	1	0	0	0	1
<i>Phleum pratense</i> L.	Poaceae	0	1	1	1	1	0	1
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Plantaginaceae	1	1	1	0	0	0	0
<i>Plantago major</i> L.	Plantaginaceae	0	0	1	0	0	0	0
<i>Poa pratensis</i> L.	Poaceae	1	0	0	0	0	0	0
<i>Poaceae sp.</i>	Poaceae	0	0	0	1	0	0	1
<i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) Druce	Asparagaceae	0	0	0	0	0	1	0
<i>Polygonum aviculare</i> L. agg.	Asparagaceae	1	1	0	0	0	1	0
<i>Populus alba</i> L.	Populaceae	0	0	1	0	0	0	0
<i>Populus tremula</i> L.	Populaceae	0	1	0	0	0	1	0
<i>Potentilla neumanniana</i> Rehb.	Rosaceae	1	1	1	1	1	1	0
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Lamiaceae	0	1	1	1	0	0	1
<i>Prunus domestica</i>	Rosaceae	1	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus spinosa</i> L.	Rosaceae	1	1	1	0	0	0	0
<i>Pulsatilla pratensis</i> (L.) Mill	Ranunculaceae	1	0	0	0	0	0	0
<i>Quercus robur</i> L.	Fagaceae	0	0	1	1	1	1	0
<i>Ranunculus acris</i> L.	Ranunculaceae	0	0	1	1	1	1	1
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Fabaceae	0	0	1	0	0	0	0
<i>Rosa canina</i> L.	Rosaceae	1	1	1	0	1	0	1
<i>Rubus ceasius</i> L.	Rosaceae	0	0	0	1	1	0	0
<i>Rumex acetosa</i> L.	Polygonaceae	0	0	1	1	1	0	0
<i>Salix caprea</i> L.	Salicaceae	0	0	1	0	0	1	1
<i>Salvia pratensis</i> L.	Lamiaceae	0	0	0	1	0	0	0
<i>Senecio jacobaea</i> L.	Asteraceae	0	0	1	0	0	0	1
<i>Senecio vulgaris</i> L.	Asteraceae	0	0	1	0	0	0	0
<i>Setaria pumila</i> (Poir.) R. et Sch.	Poaceae	1	1	1	0	1	1	1
<i>Setaria viridis</i> (L.) P.B.	Poaceae	1	0	0	0	0	0	0
<i>Silaum peucedanoides</i> (M. B.) Kern	Apiaceae	0	0	0	0	1	0	0
<i>Silene alba</i> (Mill.) E.H.L. Krause	Caryophyllaceae	0	0	0	1	0	0	0
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	Caryophyllaceae	0	0	0	1	0	0	0
<i>Solidago canadensis</i> L.	Asteraceae	0	0	0	1	1	1	1
<i>Stachys officinalis</i> (L.) Trev.	Lamiaceae	0	0	0	0	0	1	1
<i>Symphytum officinale</i> L.	Boraginaceae	0	1	1	1	1	1	1
<i>Tanacetum vulgare</i> L.	Asteraceae	0	1	1	1	1	1	1
<i>Taraxacum officinale</i> Weber ex Wiggers	Asteraceae	1	1	1	0	0	0	1
<i>Trifolium pratense</i> L.	Fabaceae	1	1	0	1	0	0	1
<i>Trifolium repens</i> L.	Fabaceae	0	0	1	1	0	0	1
<i>Urtica dioica</i> L.	Urticaceae	0	0	0	0	0	1	0
<i>Vicia cracca</i> L.	Fabaceae	0	1	1	1	0	1	0
<i>Vicia grandiflora</i> Scop.	Fabaceae	0	0	0	1	0	0	0
<i>Viola arvensis</i> Murr.	Violaceae	0	0	0	0	0	0	1
<i>Viola tricolor</i> L.	Violaceae	0	0	0	1	0	0	0
<b>Összefajsám</b>		<b>36</b>	<b>42</b>	<b>52</b>	<b>45</b>	<b>37</b>	<b>32</b>	<b>45</b>

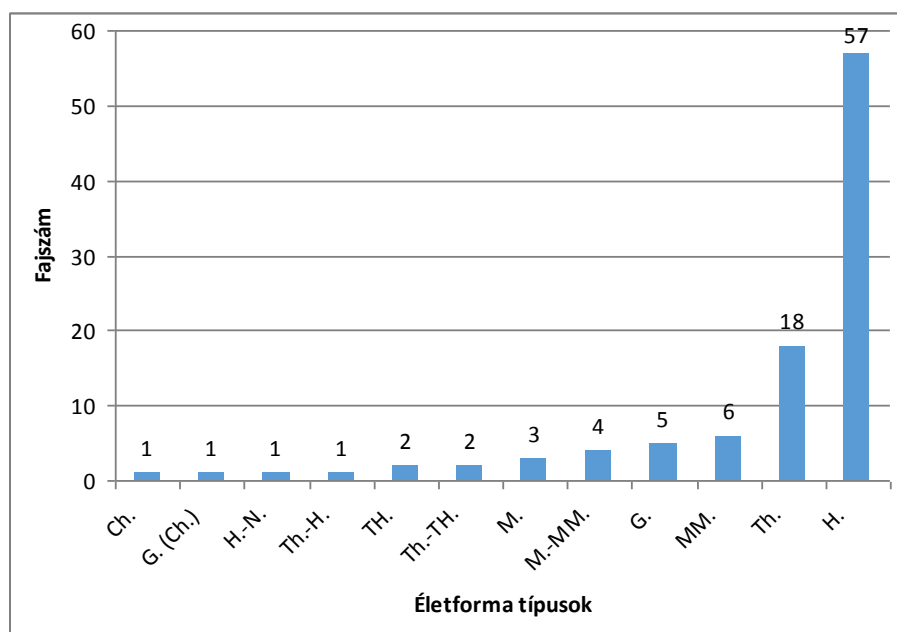
A vizsgált gyepek összflórájára számolt flóraelem spektrum megoszlások azt mutatják, hogy az eurázsiai elemek dominálnak (2. ábra). A diagram elkészítésénél az egyes kisebb kategóriákat összevontan ábrázoljuk.



2. ábra A fajok flóraelem-eloszlása

Figure 2. Distribution of the floral elements of the collected species

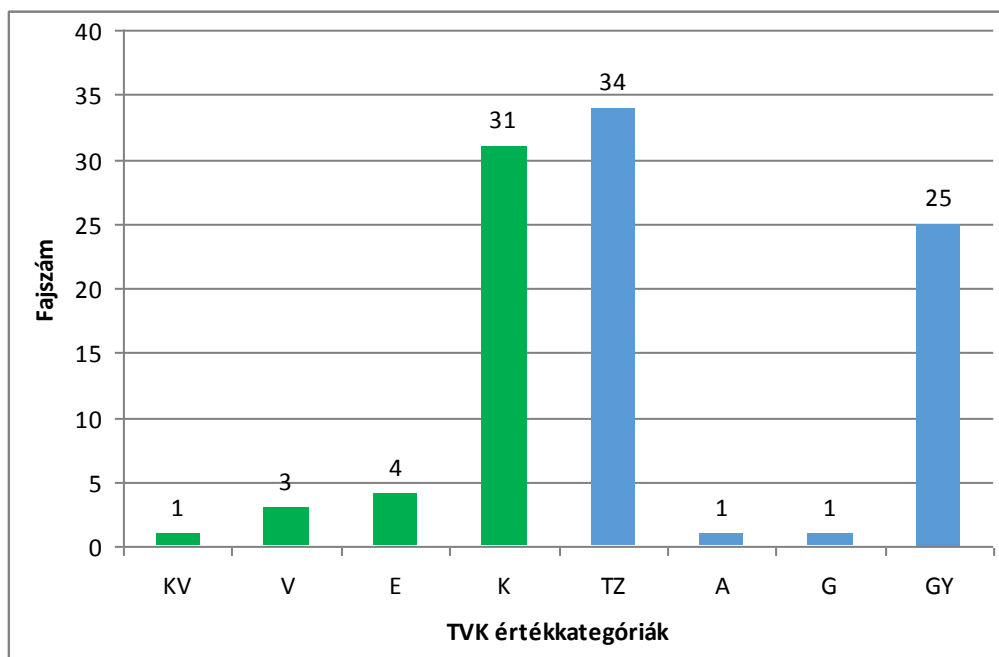
Az életforma megoszlások alapján a növényzetet többségében az évelő lágyszárúak, tehát a Hemikryptophyták és Kryptophyták alkotják (3. ábra). Ezek közül domináns a minden területen egyaránt előforduló *Convolvulus arvensis* L., *Galium mollugo* L. és *Centaurea jacea* L., valamint csak az egyes területeken előforduló *Agrimonia eupatoria* L., *Hypericum perforatum* L., *Linaria vulgaris* Mill., stb. A fás szárúak inkább csak hagyásfákként vannak jelen (*Acer campestre* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Quercus robur* L., stb), illetve azokon a területeken ahol semmilyen kezelést nem alkalmaznak, a cserjésedés, visszaerdősülés, vagy gyomosodás következménye. Az évelő lágyszárúak mellett még az egyéves fajok (Therophyta) száma jelentős, pl.: a terjedő gyomként számon tartott *Setaria pumila* (Poir.) R. et Sch., vagy az utóbbi időben nagy gondot okozó, invazív *Ambrosia artemisiifolia* L.



3. ábra A fajok életforma-eloszlása

Figure 3. Distribution of the floral life-forms of the collected species

Az általunk vizsgált gyepek növényzete a degradációra utaló állapotot mutat, mivel összességében többségben vannak a degradációra utaló fajok (4. ábra). A társulásalkotó fajok közül 4, a kísérő fajok közül 30, a védett fajok közül 3 és a fokozottan védett fajok közül 1 található. A degradációra utaló fajok közül 34 zavarástűrő- (*Ranunculus acris* L., *Achillea millefolium* L., stb.) és 25 gyomfaj (pl. *Plantago major* L., *Lathyrus tuberosus* L., *Galium aparine* L., stb.) is található, ami várható volt, ha figyelembe vesszük, hogy a vizsgálati területeink többségének közvetlen közelében különböző monokultúras agrárterületek helyezkednek el. Számos zavarástűrő- és gyom faj ezeken az élőhelyeken a természetes társulások tagjaiként fogható fel, nem pedig zavarás tűrő fajként, pl.: *Juncus effusus* L., *Trifolium pratense* L., *Vicia cracca* L., *Lathyrus pratensis* L., stb. Általánosságba elmondható, hogy bár az egyes területek természetességi állapota eltérő, de összességében közepesnek mondható.



4. ábra A fajok Simon-féle TVK értékek szerinti megoszlása

Figure 4. The distribution of the species according to the Simon's TVK values

A Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum gyepeinek flórájára vonatkozó vizsgálatok alkalmával kapott előzetes eredmények alapján elmondható, hogy az évszázadok óta tartó mezőgazdasági tevékenységek folyamányaként számos gyom- és természetes zavarástűrő faj vált a természetközeli társulások tagjává. Ahhoz azonban, hogy további következtetéseket fogalmazzunk meg, még szükség van a kutatások folytatására.

#### Köszönetnyilvánítás

Ezúton Szeretnénk köszönetet mondani Dr. Varga Zoltánnak, aki hasznos tanácsokkal látott el minket a munka készítése folyamán. Köszönet illeti még Dr. Kohut Erzsébetet, aki a problémás esetek határozásában nyújtott pótolhatatlan segítséget. Szanyi Szabolcs munkáját a Collegium Talentum program támogatta.

### Felhasznált irodalom

- BARANYI B. (szerk.) 2009: Kárpátalja. Dialóg Campus Kiadó, Pécs – Budapest, pp. 541.
- BORHIDI A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 610.
- BOROS Á. 1962: Az Ecsedi-láp lecsapolása előtti növényvilága és az alföldi reliktumok. Botanikai közlemények, 49(3-4): 289–298.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1928: Pflanzensoziologie. – Julius Springer Verlag, Berlin, 330 pp.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1949: Übersicht der Pflanzengesellschaften Rätien III-IV., Vegetatio 1: 285–316., 2: 20–37.
- FODOR I. 1999: A Fekete- vagy Szernye-mocsár. Napút, Budapest
- GÖNCZY S., ORBÁN K., MOLNÁR J. 2005: Vízadó szintek földtani környezete és veszélyeztetettségi állapotfelmérése Beregszász környékén. A fenntartható vízgazdálkodás eszköztárának bővítése Mátészalka - Beregszász térségében. Lícium Art Kft. Debrecen, pp. 211.
- HARGITAI Z. 1943: Adatok a Beregi sík erdeinek ismeretéhez. Debreceni Szemle, Debrecen
- ПРИГОРА, І. М., СЗОЛОМАНА, В. А. 2005: Рослинність України. Київ, Український фітосоціологічний центр.
- JAKUCS P. 1981: A társulások felvételezése, a társulástabella készítése. In: HORTOBÁGYI, T., & SIMON, T. (szerk.): Növényföldrajz, társulástan és ökológia. Tankönyvkiadó, Budapest.
- KIRÁLY G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő, pp. 616
- KOHUT E., HÖHN M., JÁMBORNÉ B. E. 2006: A Masonca mocsárrét botanikai vizsgálata. Acta Beregsasiensis 5(2): 157–167.
- NAGY, A, SZANYI, S., MOLNÁR, A., RÁCZ, I.A. 2011: Preliminary data on the Orthoptera fauna of the Velyka Dobron Wildlife Reserve (west Ukraine). Articulata 26 (2): 123–130.
- SIMON T. 1953: Az Északi-Alföld erdői. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 172
- SIMON T. 1992: A Magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok – virágos növények. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 976.
- SOÓ R., KÁRPÁTI Z. 1968: Növényhatározó II. Harasztok – virágos növények. Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 846.
- SZANYI SZ. 2010: Adatok Nagydobrony környékének nappali lepkefaunájához (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperoidea). Calandrella (Debrecen) XIII: 44–55.
- SZANYI SZ. 2012a: A nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum és környéke nagylepkefaunája (Macrolepidoptera). Állattani Közlemények 97(2): 171–180.
- SZANYI SZ. 2012b: Újabb adatok Nagydobrony környékének nappali lepkefaunájához (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperoidea). Calandrella (Debrecen) XV: 87–90.

### THE FLORA OF THE GRASSLANDS OF THE VELYKA DOBRON<sup>3</sup> WILDLIFE RESERVE (TRANSCARPATIA, WEST UKRAINE)

SZANYI, SZ.<sup>1</sup>, KATONA, K.<sup>1</sup>, BERNÁT, N.<sup>2</sup>, TAMÁSI, K.<sup>3</sup> & MOLNÁR, A.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> University of Debrecen, Department of Evolutionary Zoology; Egyetem tér 1. 4032 Debrecen

<sup>2</sup> University of Debrecen, Department of Ecology, Egyetem tér 1. 4032 Debrecen

<sup>3</sup>II. Ferenc Rákóczi II. Transcarpathian Hungarian Institute, Department of Biology, Kossuth tér 6. 90202 Beregszász

E-mail: szanyiszabolcs@gmail.com

**Keywords:** Bereg-Plain, grasslands, vegetation, life forms, protected species;

Transcarpathia is connected to Hungary through Bereg plain. There has always been favorable conditions in the plain for livestock farming, various agricultural activities, forestry and the vineyards. The Nagydobrony Wildlife Reserve, our study area, and the surrounding territories dominated by secondary associations. Seven grasslands with different treatments have been chosen for the research. The samplings were done between 24<sup>th</sup> and 27<sup>th</sup> of August, 2012. The combined Braun-Blanquet estimating method has been used in the several sampling sites. 101 plant species and 2 taxa (*Carex* sp., *Poacea* sp.) were identified. 3 of them were protected and 1 strictly protected.



## AZ APRÓVAD, MINT AZ AGRÁR-KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI PROGRAMOK HATÁSINDIKÁTORA – MÓDSZERTANI ÁTTEKINTÉS

SZEMETHY László, KELLER Norbert, UJHEGYI Nikolett, CSÁNYI Sándor, KOVÁCS  
Imre, PATKÓ László, SCHALLY Gergely, TÓTH Bálint, BIRÓ Zsolt

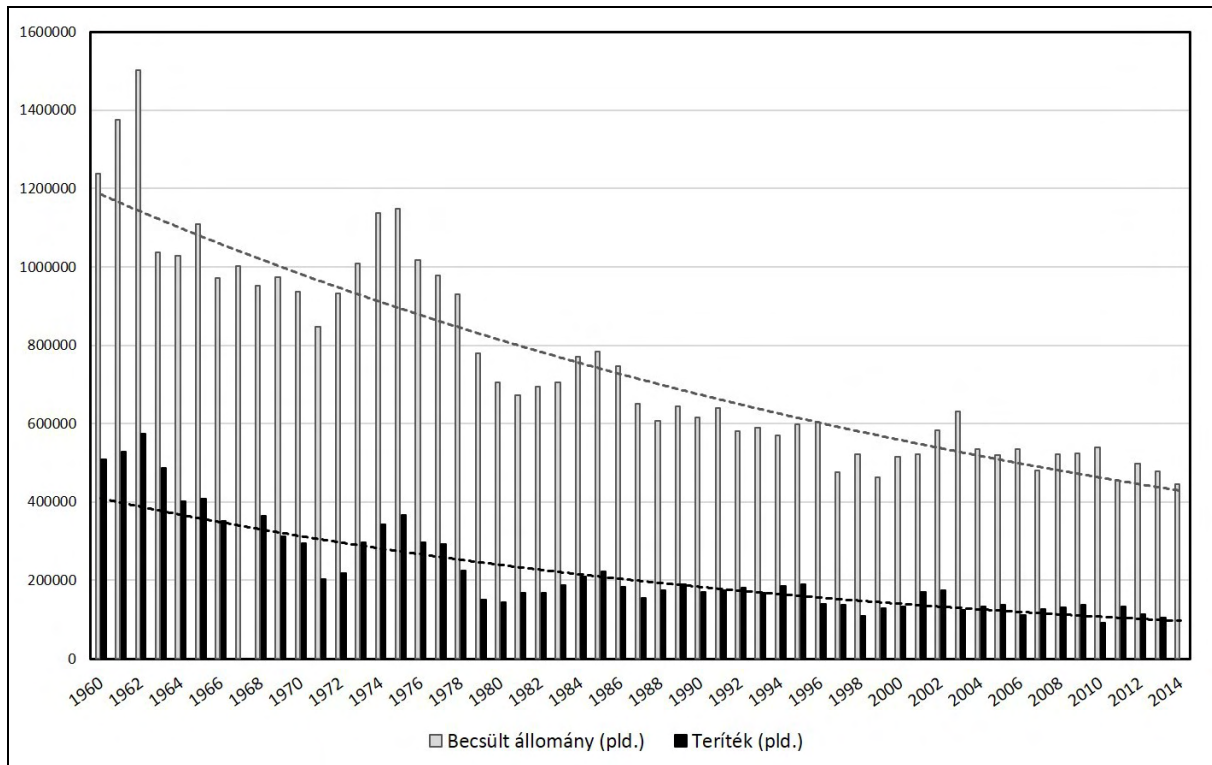
Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: szlaci@ns.vvt.gau.hu

**Kulcsszavak:** agrár-környezetgazdálkodás, apróvad, mezei nyúl, indikátor, AKG, módszertan

**Összefoglalás:** Az Európai Unió számos tagországában hoztak létre agrár-környezetgazdálkodási programokat, melyek az intenzív mezőgazdaság káros hatásait hivatottak mérsékelni. Eredményességüket komoly szakmai vita kíséri, mely pusztán gazdasági jelentőségük miatt is kiemelt fontossággal bír. Hazánkban 2014-ben zárult le az Agrár-környezetgazdálkodási Támogatási Rendszer (AKG) 5 éves ciklusa. Ennek apróvadfajokra gyakorolt hatásának felméréseivel a Vadvilág Megőrzési Intézetet bízta meg a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal. Az apróvadfajok – kiemelten a mezei nyúl (*Lepus europaeus*) – kiváló bioindikátorai a hasonló programoknak, illetve a mezei ökoszisztémáknak, az extenzív gazdálkodási módoknak. Állományváltozásuk számos egyéb, sok esetben veszélyeztetett, nehezen megfigyelhető faj állományalakulását is jelzi. Az AKG és az apróvad-állományok kapcsolatát kis és nagy térléptékű elemzésekkel is vizsgáltuk, előbbiek magukba foglalták a széles körben alkalmazott állománybecslési, területhasználat-elemzési módszereket, utóbbiak pedig az Országos Vadgazdálkodási Adattár állománybecslési- és terítékadatait vetették össze az AKG-ben résztvevő mezőgazdasági parcellák adataival. Ezen adatsorok kiértékelése által lehetővé vált az AKG gyakorlati eredményeinek minél pontosabb felmérése, valamint kialakításra került egy, a jövőben is jól használható monitoring-rendszer a későbbi programok ellenőrzésére.

### Bevezetés

Az apróvadfajok állományai mind hazánkban, mind Európa-szerte drasztikusan lecsökkentek az elmúlt évtizedekben (CSÁNYI et al. 2014, SMITH et al. 2005), melyre jó példa a mezei nyúl (*Lepus europaeus*) állományváltozása hazánkban (1. ábra). A legtöbb kutató egyetért azon megállapítással, mely szerint ezért elsősorban a modern, intenzív mezőgazdaság felelős (HELTAI 2004, REICHLIN et al. 2006, SANTILLI és GALARDI 2006). A szegélyek megszűnése, a túlzott kemikáliehasználat, a nagy kiterjedésű, egy területként művelt, monokultúrás parcellák egyaránt érzékenyen érintik jelentős apróvadfajainkat. A modern, intenzív mezőgazdasági művelési módok vitathatatlan előnye a jelentősen megemelkedett terméshozam, emellett azonban erőteljes környezetterhelő hatással bírnak. E tény felismerése vezetett az Európai Unióban (EU), valamint az Amerikai Egyesült Államokban a különféle agrár-környezetgazdálkodási programok (agri-environmental schemes – AES) létrehozásához, melyek célja a fenntartható gazdálkodás kialakítása (SAINTE MARIE 2014).



1. ábra A mezei nyúl becsült állományának ( $y=1E+06e^{-0,019x}$ ;  $R^2=0,8776$ ) és terítékének alakulása ( $y=420280e^{-0,027x}$ ;  $R^2=0,8121$ ) 1960 és 2014 között Magyarországon (CSÁNYI et al. 2014 nyomán)

Figure 1. Estimated population ( $y=1E+06e^{-0,019x}$ ;  $R^2=0,8776$ ) and hunting bag ( $y=420280e^{-0,027x}$ ;  $R^2=0,8121$ ) size of the brown hare between 1960 and 2014 in Hungary (based on CSÁNYI et al. 2014)

Az egyes AES-ek előírásai tagországokként változnak, de általában véve a céljaik közé tartozik a biodiverzitás megőrzése/növelése, a kemikáliák használatának mérséklése, valamint a vidék elnéptelenedésének megállítása (EC-DG VI. 1998). Mára ezek a programok a közös agrárpolitika (Common Agricultural Policy – CAP) szerves részét képezik és gazdasági jelentőségük sem elhanyagolható (CAP: az EU költségvetésének mintegy 1/3-a, ezen belül 2009-ben 73% direkt kifizetés a gazdálkodóknak) (EUR-LEX 2009). Példa a programok közötti különbségekre, hogy míg Svájc, Hollandia és az Egyesült Királyság programjai elsősorban a vadvilág és annak élőhelye megőrzésére koncentrálnak, addig Dánia és Németország programjai főként a kemikáliák csökkentésére irányulnak, a franciaországi programok pedig jórészt a vidék elnéptelenedésének mérséklését szolgálják (KLEIJN és SUTHERLAND 2003).

Az AES-ek eredményességét több éve tartó, komoly tudományos vita kíséri (KLEIJN et al. 2001, 2011, TSCHARNTKE et al. 2005, WHITTINGHAM 2007). Számos kutató az AES-ek előírásait túl gyengének tartja, ezáltal megkérdőjelezi azok hatékonyságát (KLEIJN et al. 2006, 2011, PE'ER et al. 2014, STEVENS és BRADBURY 2006). Olyan vizsgálat, ahol a tényleges, biodiverzitást érintő hatásokat felmérték, elsőként Hollandia és az Egyesült Királyság területén történt (KLEIJN és SUTHERLAND 2003). A legtöbb, ilyen irányú kutatás csupán a madarak jelenlétével foglalkozik, más taxonokkal kevésbé (MACDONALD et al. 2007). Sok esetben csupán egy-egy kiemelt faj megőrzésével foglalkoznak, miközben más, fontos indikátorfajokat elhanyagolnak (BENTON et al. 2003). Több kutatás foglalkozott már az AES-ek apróvadfajokra (pl. mezei nyúl) gyakorolt hatásával, azok eredménye azonban ellentmondásos volt (BROWNE és AEBISCHER 2003, TAPPER 2001, ZELLWEGER-FISCHER et al. 2011). REID et al. (2007) eredménye kifejezetten negatív kapcsolatot mutatott Írországban a – mezei nyúllal azonos niche-t betöltő – havasi nyúl (*Lepus timidus hibernicus*) és a helyi AES

hatása között.

Hazánkban 2007 óta az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program II. tengelyén szerepel a NATURA2000 hálózattal egyetemben az Agrár-környezetgazdálkodási Támogatási Rendszer (AKG) intézkedéscsoportja (SCHNELLER et al. 2007, 61/2009. (V. 14.) FVM RENDELET), melynek számos célprogramjában indikátorként szerepelhet az apróvad. A program első öt éves ciklusa 2014-ben zárult le.

Sok AES gyengesége, hogy a résztvevő gazdálkodóknak határozott célok nélkül történnek a kifizetések, nem az eredményt, csupán az előírások betartását ellenőrzik (VEPSALAINEN et al. 2010). A legtöbb AES, valamint a hazai AKG esetében fontos lenne a tényleges eredmény-központúvá alakítás, mely bioindikátorokra alapozva reálisan felmérhetővé tenné a programok eredményességét (SAINTE MARIE 2014). A hasonló AES-ek korai példái az Egyesült Királyságban és Svájcban valósultak meg mezei élőhelyeken (OPPERMANN és GUJER 2003). Németországban olyan programok működnek, melyek célja a fajgazdag legelők kialakítása, e területeken indikátorfajokat és -fajcsoportokat vizsgálnak (KAISER et al. 2010, OPPERMANN és BRIEMLE 2002, ZABEL és ROE 2009). A franciaországi „Flowering meadows” (Virágzó rétek) program esetén nem csupán két-három fűféle meglétét írják elő, hanem a program célja a minél diverzebb, kétszikűekkel, vadvirágokkal tarkított, természetközeli rétek létrehozása és megőrzése. E rétek fajszáma minimum húsz, valamint az előírt indikátorfajoknak jelen kell lenniük a területen. A program nem az előírásokra, hanem annak eredményeire fókuszál (SAINTE MARIE 2014). Akadnak programok, melyek úgynevezett kulcsfajok („keystone species”) megőrzésével foglalkoznak, ilyenek Svédország egyes programjai, melyek céljukként a ragadozók megőrzését tüzték ki (ZABEL és HOLM-MÜLLER 2008).

Az eredményközpontú programok megvalósításához azonban mindenképpen szükséges a monitoring-rendszer működtetése és a megfelelő szabályozás kialakítása.

2013-ban a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal (NÉBIH) megbízta a Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézetét (VMI) az AKG apróvadra vonatkozó hatásindikátorok meghatározásával és felvételezésével, mely az apróvad-állományok kis- és nagy térléptékű vizsgálatát foglalta magába.

### Anyag és módszer

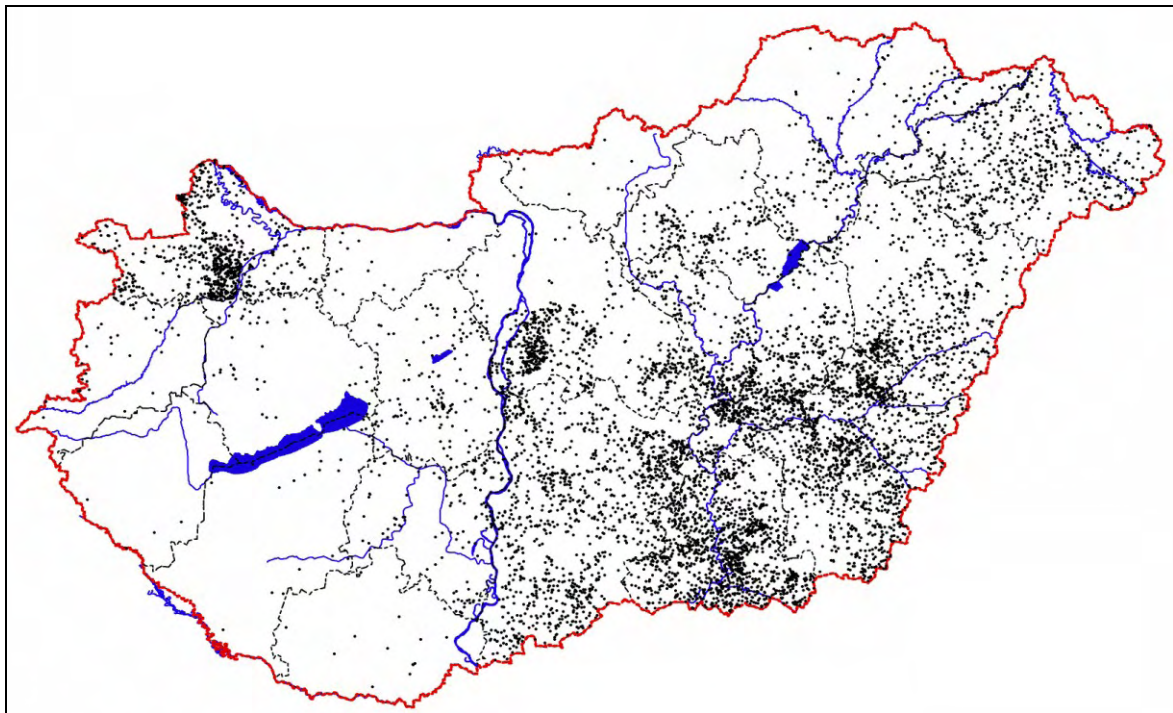
Az AES-ek eredményességének felmérésére megfelelő indikátorfajokat szükséges kiválasztani. E fajok állományváltozása közvetlen visszajelzést adhat a program sikerességéről, valamint jelenlétük emellett más, veszélyeztetett fajok jelenlétére is utalhat (hasonló ökológiai igény, táplálék stb.). Fontos továbbá, hogy az indikátorfaj megfelelő sűrűségben legyen jelen az adott területeken, jelenléte jól észlelhető, így az állományváltozása és területhasználata pontosan nyomon követhető legyen.

Az apróvadfajok ökológiai igényeikből adódóan érzékenyen reagálnak a mezőgazdasági művelés intenzitására, ebből kifolyólag kiváló indikátorai a vadbarát gazdálkodási módoknak (FARAGÓ 2006c, LUNDSTRÖM-GILLIÉRON és SCHLAEPFER 2003, TARNAWA et al. 2010), az élőhely diverzitásának (SMITH et al. 2004, VAUGHAN et al. 2003) és az AES programoknak (BROWNE és AEBISCHER 2003, TAPPER 2001, ZELLWEGGER-FISCHER et al. 2011). Ezen kívül nem csupán az elsősorban az apróvad védelmét szolgáló célprogram, hanem más, extenzív gazdálkodást (pl.: tanyás gazdálkodás) vagy veszélyeztetett faj védelmét segítő célprogramok (pl.: tűzok élőhely-fejlesztési) sikerességéről is nyújtanak adatokat.

Jelenlétük jól felmérhető: kis térléptékű terepi vizsgálat esetén a fácán (*Phasianus colchicus*) és fogoly (*Perdix perdix*) esetében a territóriumok sűrűsége (melyet a dürgő kakasok hangja alapján lehet megállapítani) mérvadó, mezei nyúl esetében pedig az ürüléksűrűségből következtethetünk az egyedek területhasználatára (KREBS et al. 2001).

Mivel e fajok r-stratégistának tekinthetők, szaporodási rátájukkal már egy éven belül jelezni képesek a véghezvitt élőhely-fejlesztéseket, különösen igaz ez a mezei nyúl esetében (COWAN 2004, SZEMETHY et al. 2004). A másik két említett fajjal ellentétben utóbbi állománya egyelőre megfelelő méretű, nem befolyásolja a mesterséges tenyésztés, kibocsátás (BIRÓ et al. 2014, FARAGÓ 2006b), valamint szinte az egész ország területén elterjedt (2. ábra).

Az általunk kivitelezett hatásvizsgálat esetében is e faj szerepelt indikátorként a következő célprogramok esetében: Integrált szántóföldi növénytermesztési-, Tanyás gazdálkodás-, Ökológiai szántóföldi növénytermesztési-, Szántóföldi növénytermesztés- (tűzok élőhely-fejlesztési előírásokkal, vadlúd- és daruvédelmi előírásokkal, madár- és apróvad élőhely-fejlesztési előírásokkal, kék vércse élőhely-fejlesztési előírásokkal), Extenzív gyepgazdálkodási-, Ökológiai gyepgazdálkodási-, Gyepgazdálkodás- (tűzok élőhely-fejlesztési előírásokkal), Környezetvédelmi célú gyeptelepítés-, Természetvédelmi célú gyeptelepítés célprogram.



2. ábra A mezei nyúl magyarországi előfordulása a 2013/2014-es vadászati évben terítékre került példányok elejtési helye alapján (1 pont = 10 elejtett pld.) (CSÁNYI et al. 2014)

Figure 2. Prevalence of the brown hare in Hungary, based on the location of harvested specimens in the 2013/2014 hunting year (1 dot = 10 shot ind.) (CSÁNYI et al. 2014)

A nagy térléptékű elemzések kivitelezéséhez segítséget nyújtanak a hasznosítási adatok (CATTADORI et al. 2003). Hazánkban az Országos Vadgazdálkodási Adattár (OVA) Európa-szerte egyedülálló, több évtizednyi hasznosítási-, valamint állománybecslési adata segítségével jól érzékelhetők az állományváltozási trendek teljes országra, megyékre, valamint a vadgazdálkodási egységek (VGE) területére nézve (CSÁNYI et al. 2014). A két adatsor (hasznosítás és becslés) közül a hasznosítás a megbízhatóbb, mivel az állománybecslési adatokat – bár a trendeket jól érzékeltetik – nem standard módszerrel mérik fel, azokat a VGE kezelőjének szubjektivitása befolyásolja, így nem tekinthetők statisztikai értelemben véve becslésnek (BIRÓ et al. 2014).

Vizsgálatsorozatunk első lépése a nagy térléptékű elemzés. Célja az AKG és az apróvad állománya közti kapcsolat előzetes felmérése országos szinten. Ehhez az OVA hasznosítási-, valamint állománybecslési adatait használtuk fel és vetettük össze a NÉBIH



által rendelkezésünkre bocsátott AKG adatokkal. Elemzésünk kapcsán vizsgáltuk az összesített- és külön szántó-, illetve gyepterületek arányát, és a becsült és hasznosított nyúlsűrűségeket 482 VGE esetében.

Kis térléptékű kutatásunkat, melyben az AKG eredményességét mértük fel az apróvad szempontjából, a következő módon építettük fel:

A megfelelő AKG területarányal rendelkező VGE-ek közül 17 területet jelöltünk ki, melyeken a mezei nyúl állománya értékelhető sűrűségben volt jelen (területegységre vetítve), valamint munkaszervezési szempontból megfelelő elhelyezkedéssel rendelkeztek. A gyepterületek, illetve szántó művelési ágba tartozó területeket egyforma gyakorisággal mintáztuk meg.

A kezelt mezőgazdasági parcellák kijelölésénél csoportosulásokat kerestünk, hogy tömböket vizsgálhassunk, mivel az élőhely-alkalmasság könnyebben kimutatható nagyobb kezelt területen. A terület méretének limitáló tényezője az, hogy a terepi felmérés a gyakorlatban is kivitelezhető legyen. A kontrollterületek esetében törekedtünk az izoláltságra, azokat a számunkra mérvadó, AKG-ben résztvevő parcelláktól minimum 720 m-re jelöltük ki. Korábbi külföldi- és hazai kutatások alapján a mezei nyúl mozgáskörzetének átlagos mérete 40 hektár (KUNST et al. 2001, FARAGÓ 2006a, ANGELICI et al. 1999, COWAN 2004, PESCHEL et al. 2004, KUNST et al. 2001, FISHER és TAGAND 2012, FERRETTI et al. 2010, RÜHE és HOHMANN 2004, MISIOROWSKA és WASILEVSKI 2008). Ez alapján a mezei nyúl mozgáskörzet-rádiusza átlagosan 356 m, melynek a kétszerese 712 m, melyet a könnyebb számítások végett, 720 m-re kerekítettünk fel (AVRIL et al. 2014). Szempont volt továbbá, hogy a kontrollterületek határai lehetőleg minél kevésbé érintkezzenek erdős területtel, árokkal, csatornával, mivel ezek torzíthatják a felvételezések eredményeit. A reprezentativitás és a pontos összehasonlíthatóság miatt a parcella tömböket úgy válogattuk ki, hogy VGE-enként hasonló célprogramokba tartozó AKG parcellákat vizsgáljunk, és amennyiben lehetséges, minden olyan célprogram-csoportból, mely lényeges az apróvad szempontjából. Fontos szempont volt, hogy a kontroll területeken a vegetáció megegyezzen a szántó célprogramokba tartozó AKG területeken található kultúrákkal, így - arra az esetre, ha a vegetáció nem egyezne a két területen - ahol lehetett, alternatív kontroll területeket is kijelöltünk.

A mintavételezés során az Intézetünk által már korábban is alkalmazott ürüléksűrűség-felmérést használtuk rugalmas sávszélességű transzekt módszerrel. Mivel a mezei nyúl számára kiemelkedő fontosságúak a szegélyek, valamint az AKG kezeléseik egy része is a szegélyekre irányult, így több mintavételezési vonalat jelöltünk ki (0 m, 50 m, 100 m a táblaszéllal párhuzamosan) a preferencia (ill. esetleges elkerülés) megállapításához. E vonalakon felmértük az ürülékek darabszámát (a gyűjtés helyéről minden esetben GPS készülékkel rögzítettük a pozíciójukat), amiből kiszámítottuk a sűrűséget (db/100 m), valamint a mezei nyúl-észleléseket is rögzítettük (a felvételezési vonalra merőlegesen mért távolság alapján). A felvételezők az adott parcellához kapcsolható, következő adatokat is feljegyezték: időjárási viszonyok; vonallal párhuzamos és általa keresztezett szegély minősége, borítottsága; táblahatárok; vegetáció és annak magassága; belátott sáv szélessége. A mintavételezés két alkalommal történt meg, egyszer az őszi, másodszor pedig a tavaszi időszakban. A terepi felvételezőknek a terepi bejárások előtt felkészítő előadást és gyakorlatot tartottunk, mely során megismertek a GPS eszközök kezelésével és bemutattuk a mezei nyúl ürülékét más növényevők ürülékétől megkülönböztető bélyegeket. A felvételezők az oktatást teszt megíratásával zárták, így a terepi mintavételezést képzett emberek végezték.

### Következtetések

A mezei nyúl megfelelő indikátorfaj, mivel minden kritériumnak megfelel, jelenléte, illetve állományváltozása más, ökológiai és természetvédelmi szempontból jelentős fajok állományát is befolyásolja, pl. parlagi sas (*Aquila heliaca*) (HORVÁTH et al. 2010), más fajok jelenlétét pedig a hasonló élőhely-igényéből kifolyólag közvetve jelezheti (FARAGÓ 1997). A mezei

nyúl állományfelméréséhez, területhasználat-vizsgálatához, valamint a fajjal való gazdálkodáshoz és élőhely-fejlesztéshez tudományosan tesztelt módszerek állnak rendelkezésre, és immáron létezik monitoring-rendszer kifejezetten az AES-ek számára is, mely a hazai AKG kapcsán a gyakorlatban is jól alkalmazhatónak bizonyult.

Előbbi tényezők ellenére az apróvad és az AES-ek kapcsolata kevésbé kutatott, a külföldön végzett elemzések elsődlegesen ornitológiai beállítottságúak, illetve ritka, nehezen megfigyelhető fajok állományváltozásának nyomon követését tűzték ki célul a teljes agrár-ökoszisztéma vizsgálata helyett. Ennek egyik lehetséges oka, hogy egy megfelelően kivitelezett, nagyszabású terepi felmérés igen költség- és munkaerő-igényes, így az ellenőrzés egyszerűbb módszerekkel történik, melyek azonban nem feltétlenül alkalmasak a hatások reális felmérésére.

Az AKG gyakorlatias, eredmény-központú értékelése és az ehhez szükséges monitoring-rendszer működtetése ugyanakkor mindenképpen szükséges, mivel pusztán a kompenzáció-alapú támogatás és az előírások betartásának ellenőrzése önmagában nem garantálja a programok gyakorlati sikerét, miként az korábban már bebizonyosodott a hasonló külföldi programok esetében (PE'ER et al. 2014).

A módszeren és az ideális indikátorfajon túlmenően a megfelelő vadgazdálkodási adatbázis is a rendelkezésünkre áll. Az OVA egyedülálló lehetőségeket biztosít a vadgazdálkodáshoz kapcsolódó elemzések elvégzésére. A nagy térléptékű elemzések által rálátásunk nyílik az országos trendekre, esetünkben az AKG általános összefüggéseire, eredményeire. Finomabb, lokálisan bekövetkező változások itt csupán igen mérsékelt jelennek meg, ezért szükséges a kis térléptékű terepi munka kivitelezése is. Emellett ismert tény, hogy egy-egy program máshogy viselkedhet eltérő térléptékben. Lehetséges, hogy ami helyi szinten működik, az nagy területre vetítve már nem hozza meg a várt eredményt (KLEIJN et al. 2011).

A kis térléptékű elemzés mintaterületeinek kijelölése, valamint a felmérés, mintavételezés során is fontos a helyi gazdálkodókkal való kapcsolattartás, mivel a felmérés teljes körű kivitelezéséhez elengedhetetlen a megfelelő helyismeret, mely magába foglalja az aktuális földhasználat, a kultúrnövény, a mezőgazdasági munkák idejének ismeretét is. A felmérés megfelelő elvégzéséhez szükséges lenne megismerni mind a tárgyévi, mind pedig az elmúlt öt évben előforduló kultúrnövényeket, mind a kezelt, mind a kontroll parcellák esetében, valamint gyepek esetében azok hasznosítási módját. Az ismertetett felmérésünk során ezen adatok nem álltak rendelkezésünkre. A terepi munkát és később a térinformatikai feldolgozást nehezítette, hogy a mezőgazdasági parcellák határait tartalmazó térinformatikai fedvény sok esetben pontatlan volt. Problémát jelentett továbbá, hogy számos esetben az elméletileg külön álló parcellákat egy kultúrnövénnyel egy területként művelte a gazdálkodó, így a terepi elkülönítés sok esetben nem volt lehetséges.

Az AKG eredmény-központúvá alakítása és a monitoring-rendszer folyamatos fenntartása segítséget nyújtana a támogatási rendszer céljainak eléréséhez, ezáltal a programban résztvevő területeken valóban csökkenhetne a környezetterhelés és növekedhetne a biodiverzitás. Az AKG apróvadat érintő hatásának megítélése egyelőre kérdéses. Az esetleges gyengeségek mellett azonban már az AKG működése is jelentős előrelépés, mivel egyfajta szemléletváltást tükröz. Néhány évtizeddel ezelőtt még nem lehetett volna nyíltan beszélni az intenzív mezőgazdaság káros hatásairól, mára pedig az azok elleni védekezés a CAP szerves részévé vált, ami már magában is pozitív eredményként értékelhető.

#### **Köszönetnyilvánítás**

Köszönetünket fejezzük ki a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal felé, melynek megbízásából létrejöhett az Agrár-környezetgazdálkodási Támogatási Rendszert érintő monitoring program. Szeretnénk megköszönni azon vadgazdálkodók, hivatásos vadászok, egyetemi hallgatók és egyéb

magánszemélyek munkáját, akik segítettek, illetve részt vettek a monitoring-rendszer kidolgozásában és a mintavételezés végrehajtásában, tesztelésében.

### Irodalom

- AVRIL, A., LETTY, J., LÉONARD, Y., PONTIER, D. 2014: Exploration forays in juvenile European hares (*Lepus europaeus*): dispersal preludes or hunting-induced troubles? BMC Ecology, 14:6.
- ANGELICI, F. M., RIGA, F., BOITANI, L., LUISELLI, L. 1999: Use of dens by radiotracked brown hares *Lepus europaeus*. Behavioral Processes 47: 205–209.
- BENTON, T. G., VICKERY, J. A., WILSON, J. D. 2003: Farmland Biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology and Evolution 18 (4): 182–188.
- BIRÓ ZS., SZEMETHY L., HELTAY M., CSÁNYI S., TÓTH K., LETTY, J., LÉONARD, Y., PONTIER, D. 2014: Alapozó tanulmány a mezei nyúl fajkezelési tervhez. Szent István Egyetem, Gödöllő, p. 152.
- BROWNE, S. J., AEBISCHER, N. J. 2003: Arable stewardship: impact of the pilot scheme on the brown hare and grey partridge after five years. Final report to Defra on Contract ref. RMP1870vs3.
- CATTADORI, I. M., HAYDON, D. T., THIRGOOD, S. J., HUDSON, P. J. 2003: Are indirect measures of abundance a useful index of population density? The case of red grouse harvesting. Oikos 100 (3): 417–639.
- COWAN, D. P. 2004: An overview of the current status and protection of the Brown hare (*Lepus europaeus*) in the UK. A report prepared for exploration forays in juvenile European Wildlife Division, UK.
- COWAN, D. P. 2004: An overview of the current status and protection of the Brown hare (*Lepus europaeus*) in the UK. A report prepared for European Wildlife Division, UK.
- CSÁNYI S., TÓTH K., KOVÁCS I., SCHALLY G. (szerk.) 2014: Vadgazdálkodási Adattár - 2013/2014. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő, p. 48.
- EUROPEAN COMMISSION DG VI 1998: State of application of regulation (EEC) - Evaluation of Agri-Environment Programmes. IV/7655/98. No. 2078/92.
- FARAGÓ S. 1997: Élőhelyfejlesztés az apróvad-gazdálkodásban. Mezőgazda Kiadó, Budapest, p. 356.
- FARAGÓ S. 2006a: A mező, mint a vad otthona. In: FARAGÓ S. (szerk.): Magyar Vadász Enciklopédia. Totem Plusz Könyvkiadó Kft, Budapest, p. 95–119.
- FARAGÓ S. 2006b: A mezőgazdálkodás és a vadgazdálkodás kapcsolata. In: HELTAY I., KABAI P. (szerk.): Hivatásos vadászok kézikönyve 2. Pauker Nyomdaipari Kft, p. 8–19.
- FARAGÓ S. 2006c: Vadászható vadfajaink. In: FARAGÓ, S. (szerk.): Magyar Vadász Enciklopédia. Totem Plusz Könyvkiadó Kft, Budapest, p. 202–204.
- FERRETTI, M., PACI, G., PORRINI, S., GALARDI, L., BAGLIACCA, M. 2010: Licensee PAGEPress, Italy Italian Journal of Animal Science 2010; 9:e54.
- FISCHER, C., TAGAND, R. 2012: Spatial behaviour and survival of translocated wild brown hares. Animal Biodiversity and Conservation 35 (2): 189–196.
- HELTAY M. 2004: Élőhelyfejlesztés, és -javítás, egyetemi jegyzet. Vadvilág Megőrzési Intézet, Gödöllő, p. 96.
- HORVÁTH M., SZITTA T., FIRMÁNSZKY G., SOLT B., KOVÁCS A., MOSKÁT C. 2010: Spatial variation in prey composition and its possible effect on reproductive success in an expanding eastern imperial eagle (*Aquila heliaca*) population. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 56 (2), 187–200.
- JENNINGS, N., SMITH, R. K., HACKLÄNDER, K., HARRIS, S., WHITE, P. C. L. 2006: Variation in demography, condition and dietary quality of hares *Lepus europaeus* from high-density and low-density populations. Wildlife Biology 12: 179–189.
- KAISER, T., ROHNER, M. S., MATZDORF, B., KIESEL, J. 2010: Validation of grassland indicator species selected for result-oriented agri-environmental schemes. Biodiversity and Conservation 19 (5): 1297–1314.
- KLEIJN, D., BAQUERO, R. A., CLOUGH, Y., DIAZ, M., DE ESTEBAN, J., FERNÁNDEZ, F., GABRIEL, D., HERZOG, F., HOLZSCHUCH, A., JÖHL, R., KNOP, E., KRUESS, A., MARSHALL, E. J. P., STEFFAN-DEWENTER, I., TSCHARNTKE, T., VERHULST, J., WEST, T. M., YELA, J. L. 2006: Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. Ecology Letters 9: 243–254.
- KLEIJN, D., BERENDSE, F., SMIT, R., GILISSEN, N. 2001: Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. Nature 413: 723–725.
- KLEIJN, D., RUNDLOF, M., SCHEPER, J., SMITH, H.G., TSCHARNTKE, T. 2011: Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? Trends in Ecology & Evolution 26: 474–481.
- KLEIJN, D., SUTHERLAND, W. J. 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? Journal of Applied Ecology 40: 947–969.
- KREBS, C. J., BOONSTRA, R., NAMS, V., O'DONOGHE, M., HODGES, K. E., BOUTIN, S. 2001: Estimating snowshoe hare population density from pellet plots: a further evaluation. Canadian Journal of Zoology 79: 1–4.
- KUNST, PJG., VAN DER WAL, R., VAN WIEREN, S. 2001: Home ranges of brown hares in a natural salt marsh: comparisons with agricultural systems. Acta Theriologica 46, 287–294.

- LUNDSTRÖM-GILLIÉRON, C., SCHLAEPFER, R. 2003: Hare abundance as an indicator for urbanisation and intensification of agriculture in Western Europe. *Ecological modelling* 168: 283–301.
- MACDONALD, D. W., TATTERSALL, F. H., SERVICE, K. M., FIRBANK, L. G., FEBER, R. E. 2007: Mammals, agri-environment schemes and set-aside – what are the putative benefits? *Mammal Review* 37: 259–277.
- MISIOROWSKA, M., WASILEWSKI, M. 2008: Spatial organisation and mortality of released hares – preliminary results. *Annales Zoologici Fennici* 45:286–290.
- OPPERMANN, R., BRIEMLE, G. 2002: Blumenwiesen in der landwirtschaftlichen Förderung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34: 203–209.
- OPPERMANN, R., GUJER, H. U. 2003: Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis (1). Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, Hohenheim, p. 199.
- PE'ER, G., DICKS, L. V., VISCONTI, P., ARIETTAZ, R., BÁLDI, A., BENTON, T. G., COLLINS, S., DIETERICH, M., GREGORY, R. D., HARTIG, F., HENIE, K., HOBSON, P. R., KLEIJN, D., NEMANN, R. K., ROBIJNS, T., SCHMIDT, J., SCHWARTZ, A., SUTHERLAND, W. J., TURBÉ, A., WULD, F., SCOTT, A. V. 2014: EU agricultural reform fails on biodiversity – *Science* 344 (6188): 1090–1092.
- PESCHEL U., FUCHS S., KLAR N., VOIGT C. C. 2004: Home range and habitat use of the brown hare (*Lepus europaeus*) on organic farmland. Wissenschaftliches Poster zum 5th International Symposium on Physiology, Behaviour and Conservation of Wildlife. Berlin, 26.
- REICHLIN, T., KLANSEK, E., HACKLANDER, K. 2006: Diet selection by hares (*Lepus europaeus*) in arable land and its implications for habitat management. *European Journal of Wildlife Research* 52: 109–118.
- REID, N., MCDONALD, R. A., MONTGOMERY, W. I. 2007: Mammals and agri-environment schemes: hare haven or pest paradise? *Journal of Applied Ecology* 44: 1200–1208.
- RÜHE, F., HOHMANN, U. 2004: Seasonal locomotion and home-range characteristics of European hares (*Lepus europaeus*) in an arable region in central Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 50: 101–111.
- SAINTE MARIE, C. 2014: Rethinking agri-environmental schemes. A result-oriented approach to the management of species-rich grasslands in France. *Journal of Environmental Planning and Management* 57:5: 704–719.
- SANTILLI, F., GALARDI, L. 2006: Factors affecting brown hare (*Lepus europaeus*) hunting bags in Tuscany region (Central Italy). *Hystrix - Italian Journal of Mammalogy* 17 (2): 143–153.
- SCHNELLER K., FÖLDESI P., MAGYARI J., NEIDERT D. 2007: Agrár-környezetgazdálkodási programok területi összefüggései. Földminősítés, Földértékelés és Földhasználati Információ, Keszthely, p. 1–10.
- SMITH, R.K., JENNINGS, N.V., ROBINSON, A., HARRIS, S. 2004: Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? *Journal of Applied Ecology* 41: 1092–1102.
- SMITH, R. K., JENNINGS, N., V., HARRIS, S. 2005: A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* (35) 1: 1–24.
- STEVENS, D. K., BRADBURY, R. B. 2006: Effects of the Arable Stewardship Pilot Scheme on breeding birds at field and farm-scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112: 283–290.
- SZEMETHY L., BIRÓ ZS., KELEMEN J. 2004: Összefoglaló tanulmány a mezei nyúl-gazdálkodás aktuális helyzetéről és a szükséges fejlesztésről. SZIE Vadvilág Megőrzési Intézet, Gödöllő, p. 1–37.
- TAPPER, S. C. 2001: Technical annex VII Brown hare. *Ecological Evaluation of the Arable Stewardship Pilot Scheme, 1998–2000*. Game Conservancy Trust, Fordingbridge, Hampshire, UK, p. 1-16.
- TARNAWA Á., KLUPÁCS H., JOLÁNKAI M. 2010: Effect of agro-ecosystem components on the population dynamics of European brown hare (*Lepus Europaeus* PALLAS). *Acta Agronomica Hungarica* 58(4): 419–426.
- TSCHARNTKE, T., KLEIN, A.M., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C. 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.
- VAUGHAN, N., LUCAS, E. A., HARRIS, S., WHITE, P. C. L. 2003: Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology* 40: 163–175.
- VEPSÄLÄINEN, V., TIAINEN, J., HOLOPAINEN, J., PIHA, M., SEIMOLA, T. 2010: Improvements in the Finnish agri-environment scheme are needed in order to support rich farmland avifauna. *Annales Zoologici Fennici* 47: 287–305.
- WHITTINGHAM, M. J. 2007: Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology* 44: 1–5.
- ZABEL, A., HOLM-MÜLLER, K. 2008: Conservation performance payments for carnivore conservation in Sweden. *Conservation Biology* 22: 247–251.
- ZABEL, A., ROE, B. 2009: Optimal design of pro-conservation incentives. *Ecological Economics* 69: 126–134.



ZELLWEGER-FISCHER, J., KÉRY M., PASINELLI, G. 2011: Population trends of brown hares in Switzerland: The role of land-use and ecological compensation areas. *Biol. Conserv.* 144: 1364–1373.

<http://akg-info.hu>

[http://eurlex.europa.eu/budget/data/D2009\\_VOL4/EN/index.html](http://eurlex.europa.eu/budget/data/D2009_VOL4/EN/index.html)

[www.europa.eu.int/comm/agriculture/envir/programs/evalrep/concl\\_en.html](http://www.europa.eu.int/comm/agriculture/envir/programs/evalrep/concl_en.html)

61/2009. (V. 14.) FVM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból nyújtott agrár-környezetgazdálkodási támogatások igénybevételének részletes feltételeiről

#### SMALL GAME SPECIES AS BIOINDICATORS OF THE AGRI-ENVIRONMENTAL SCHEMES - METHODOLOGICAL OVERVIEW

L. SZEMETHY, N. KELLER, N. UJHEGYI, S. CSÁNYI, I. KOVÁCS, L. PATKÓ, G. SCHALLY, B. TÓTH,  
ZS. BIRÓ

Szent István University, Institute for Wildlife Conservation  
1. Péter Károly Str. Gödöllő 2100 Hungary, e-mail:[szlaci@ns.vvt.gau.hu](mailto:szlaci@ns.vvt.gau.hu)

**Keywords:** agri-environmental scheme, AES, small game, brown hare, indicator, methodological overview

**Abstract:** Agri-environmental schemes were created in many European Union countries to mitigate the negative effects of intensive agriculture. Their efficiency is accompanied by serious professional debate, specifically concerning their economic impact. In Hungary, the first 5-year cycle of the local agri-environmental scheme (Agrár-környezetgazdálkodási Támogatási Rendszer – AKG), monitored by the Institute of Wildlife Conservation (commissioned by the National Food Chain Safety Office), has been completed. During this cycle, the brown hare (*Lepus europaeus*) was the indicator species. This species – as well as other small game species – is an excellent bioindicator of the agri-environmental projects, agro-ecosystems and extensive management methods of the area. The change in its population indicates the state of the population of many other – sometimes endangered and hardly detectable species. We analyzed the connection of the AKG and the populations of the small game species on both small and large spatial scales. Our small-scaled surveys included the approved population measuring and habitat use survey methods, and our large-scaled survey used the data of the Hungarian National Game Management Database and the data from the AKG field parcels. Analyzing these series, we recognized the true impact upon the AKG, and we developed a monitoring system, which can be used for other agri-environmental projects as well.



## AGRÁR-KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI PROGRAMOK ÉS KÜLÖNBÖZŐ MŰVELÉSŰ AGRÁRTERÜLETEK HATÁSA AZ ÉNEKESMADARAK FAJDIVERZITÁSÁRA

FEHÉR Ádám, TÓTH Bálint, HELTAI Miklós

Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet  
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.  
e-mail: feher.adam.hun@gmail.com

**Kulcsszavak:** mezőgazdaság, földhasználat, agrár-környezetgazdálkodás, biodiverzitás, énekesmadarak, KAP

**Összefoglalás:** Az EU közös agrárpolitikájában egyre nagyobb hangsúlyt kapnak a biodiverzitást növelő, a természeti erőforrásokat fenntarthatóan kezelő földhasználati formák és gazdálkodási elemek. Megvalósításukban kiemelt szerep jut az agrár-környezetgazdálkodási programoknak, amelyeknek legfontosabb feladata, hogy elősegítsék a mezőgazdálkodás során jelentkező tájhasználati konfliktusok feloldását. Egyes célprogramok sikeressége a jellemző madárközösségek monitorozásával (Farmland Bird Index) hatékonyan vizsgálható. Több európai kutatás eredményeit összevetve elmondható, hogy a gyepek fenntartásába, a változatos táplálékforrások megőrzésébe, és a bűvőhelyek-költőhelyek létesítésére fordított támogatások eredményesek lehetnek, ha azok nem csak néhány parcellán, hanem térségi szinten is megvalósulnak. Ugyanakkor az eredményeket, így a programok értékelését is jelentősen befolyásolja, hogy milyen monitoring módszert, mekkora léptékben alkalmaznak Európa különböző adottságú mezőgazdasági területein.

### Bevezetés

A mezőgazdaság domináns földhasználó a többi nemzetgazdasági ágazathoz képest. Magyarország 9,3 millió hektárnyi területéből 5,3 millió hektár áll mezőgazdasági művelés alatt. Ennek döntő többsége szántó (4,3 millió ha) és gyeperő (0,75 millió ha). A többi terület kert, gyümölcsös, vagy szőlő művelési ágba tartozik. Közel 2 millió hektár borított erdővel, míg nádasból 65 ezer hektár, halastóból 36 ezer hektár található hazánkban a Központi Statisztikai Hivatal 2013-as jelentése szerint. A mezőgazdálkodásnak a környezetre, az élővilágra és a tájképre gyakorolt hatásai oly jelentősek, hogy napjainkra a műveléshez alkalmazkodó sajátos életközösségek, ún. agrár-ökoszisztémák alakultak ki. A technikai modernizációval együtt járó intenzifikálás pedig nemcsak a közvetlenül megművelt szántókon érezhető hatását, hanem a velük kapcsolatban álló természeti területeken, azok növény- és állatvilágában egyaránt (DONALD et al. 2001). A sokszor hirtelen jelentkező átalakulás erőteljesen csökkentheti az agrárkörnyezet faji sokféleségét, ami gyakran a termelést és az élővilágot veszélyeztető tényezők felerősödésével is együtt jár (FARAGÓ 1997, HELTAI 2014).

A termelési igények szerint, különböző átalakításokkal (melioráció, vízrendezés, vonalas létesítmények, gyakori emberi jelenlét) létrehozott környezet javításának és természetesebbé tételének egyik eszközeként tekinthetünk az agrár-környezetgazdálkodási programokra (AKG, angolul: AES, Agri-Environment Scheme). Az agrártáj fenntartható használatát támogató intézkedéseket Európa agrár- és vidékfejlesztési politikájában bekövetkezett szemléletváltás hívta életre. Az Európai Unió tagállamaiban mindezidáig több mint 20 milliárd eurót fizettek ki az agrár-környezetgazdálkodási előírásokat alkalmazó gazdák részére az elmúlt fél évtizedben (HIRON et al. 2013). A kifizetések többsége kompenzáló jellegű: a gazdálkodó bizonyos természetkímélő művelési módszerek, vagy élőhely-teremtő tevékenységek után akkora összegű ellentételezést (ösztönző támogatás) kap, amekkora a termelés elmaradásából származó bevételkiesése volt.

A programok sikerét legcélravezetőbben az agrártáj faji sokféleségén, a beavatkozás célzott fajain, és/vagy az élőhelyi hatásokat gyorsan és egyértelműen indikáló fajokon lehet közvetett módon lemérni. Az ilyen szintű ökoszisztéma-kezelés a gazdálkodást a tudományos kutatás folyamatához hasonlóan kell, hogy kezelje, és képes legyen tanulni a rendszeres nyomon követés (monitoring) adataiból (CSÁNYI 2007). A mezei területekhez kötődő kistestű madárfajok állománytrendjeinek változása kiváló indikátora lehet a mezőgazdasági élőhelyek minőségének (SZÉP et al. 2012), ezáltal az agrár-környezetgazdálkodási programok sikerességének is (ZEEBROECK és GIJSEGHM 2012).

Cikkünkben olyan európai szakirodalmak eredményeit dolgoztuk fel, amelyek a különböző művelésű mezőgazdasági területek énekesmadár faunája alapján értékelik az egyes élőhelyi beavatkozások hatékonyságát.

### **Agrártermelés és környezetvédelem: Agrár-környezetgazdálkodás**

Az agrár-környezetgazdálkodás gyűjtőfogalom: a mezőgazdaság, a természeti erőforrások, valamint a fizikai és természeti környezet kölcsönhatásaival kapcsolatos folyamatok, tevékenységek szabályozásával, irányításával és befolyásolásával foglalkozik (MVH 2011). Összetettségét az agrárium élelmiszer-termelő, népességmentartó és az élővilágot megőrző funkcióinak egymástól el nem választható jellege indokolja. A Közös Agrárpolitika (KAP) intézkedéseire elkülönített források az EU most induló költségvetési ciklusában (2014–2020) is tekintélyes arányt tesznek ki (38–40%). Ebben fokozatosan növekvő szerepet kapnak a környezet és az élővilág megőrzését, fenntartható használatát javító intézkedések. A támogatások célja, hogy elősegítsék a környezet-, természet- és tájvédelmi célok integrálását a mezőgazdaságba (SKUTAI és PODMANICZKY 2004).

A mezőgazdálkodás negatív hatásait felismerve egyre inkább előtérbe kerül a természeti erőforrások hosszú távú védelmének biztosítása, az ökoszisztéma-menedzsment (SZARO et al. 1998), és a vidékpolitika részeként megjelent az agrár-környezetvédelem (ÁNGYÁN et al. 1999, GALAMBOS 2014) előírásainak alkalmazása. Az új EMVA rendeletben (1305/2013/EU) már különálló prioritásként szerepel az ökoszisztémák állapotának helyreállítása is.

Az agrár-környezetgazdálkodási programok céljait és működését hazánkban a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program (2003–2004), az EU csatlakozást követően a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv (2004–2006), majd az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program (2007–2013) foglalta össze. A 2014–2020 közötti időszak vidékfejlesztési politikájának tervezete a hazai egyeztetéseket követően 2014 nyarán került benyújtásra Brüsszelben (HÓDI 2014). Tartalma részben a korábban megalkotott Nemzeti Vidékstratégia (2012–2020) dokumentumán alapszik. A 2014-es átmeneti évet követően a jövőben a támogatásokat a tényleges termelő tevékenységet végzők kaphatják és a „zöldítés” keretében még több kifizetést kapcsolnak a környezetet megóvó feltételek teljesítéséhez.

### **Madárfajok, mint a környezet minőségének indikátorai – Farm Bird Index**

Az élőhelyek minőségének értékelése és a biodiverzitás felmérések során gyakran alkalmazott módszer a különböző madárfajok diverzitásának és állománysűrűségének rendszeres felmérése, amit a vizsgálatról függően önmagában, vagy más módszerrel kiegészítve használnak.

- A madarakra alapozott módszerek előnyeit SHEEHAN et al. (2010) foglalták össze:
- A madarak relatíve könnyen észlelhetők, határozhatók és megfigyelhetők.

- A tápláléklánc magasabb szintjén elhelyezkedve érzékenyen reagálnak a földhasználat és a klíma változásaira.
- Az adatgyűjtés viszonylag olcsón és reprezentatívan kivitelezhető.
- Többféle kipróbált módszer áll rendelkezésre az állományváltozások monitorozásához.
- Állományalakulásuk több esetben összefüggést mutat más állatfajokéval vagy növényekkel (növényborítás, fajdiverzitás).
- A kedvelt, de veszélyben lévő madárfajokon keresztül egyszerűen fel lehet hívni a hétköznapi ember figyelmét a biodiverzitást veszélyeztető tényezőkre.

Az Egyesült Királyságból származó 'Farmland Bird Index' (FBI) kifejezetten a mezőgazdasági környezethez kötődő madárfajok monitoring rendszerét jelenti, emellett számos más madárfaj-csoport esetében (vízi-, erdei-, tengeri élőhelyhez kötődő fajok) történik valamilyen monitoring. Angliában az illetékes minisztérium (DEFRA) kiemelt célja, hogy FBI rendszer adatai alapján hozott intézkedésekkel 2020 végére megállítsa a mezei énekesmadarak létszámcsökkenését és stabilizálja állományait. Az FBI-t az EU is átvette, és széles körben előírja alkalmazását a tagállamokban: innen az European Farmland Bird Index – EFBI megnevezés.

A Páneurópai Madár Monitoring rendszer (Pan-European Common Bird Monitoring Scheme – PECBMS) nemcsak az EU tagállamok, hanem egész Európa területéről gyűjt adatokat a leggyakrabban előforduló madárfajok állományairól. Üzemeltetője az Európai Madárszámlálási Tanács (European Bird Census Council – EBCC), a szervezet által meghatározott felmérések módszertana hazai fejlesztéseken alapszik.

Magyarországon a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület működteti a Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) rendszert, ami brit támogatással 1998-ban indult útjára (SZÉP és NAGY 2006). A monitoring több mint tíz évet feldolgozó elemzéséből kiderül, hogy épp az EU csatlakozást követően erősödött fel hazánkban a mezőgazdasági élőhelyekhez köthető madárfajok fogyatkozása (SZÉP et al. 2012).

Sajnálatos módon a mezei élőhelyeken élő énekesmadarak száma az utóbbi időben az Egyesült Királyság területén is tovább csökkent, mind a rövidtávú (2006–2012), mind a hosszú távú értékeléseket (1970–2011) figyelembe véve (DEFRA 2013). Franciaországban szintén állománycsökkenést tapasztaltak a mezőgazdasági környezetben rendszeresen előforduló 19 madárfaj állományainak vizsgálata esetében (PRINCÉ et al. 2012). Ugyanezt támasztják alá a Páneurópai Monitoring eredményei is. Összeurópai szintű eredményeket tekintve 28 mezei élőhelyhez kötődő madárfaj közül 15 faj állománya továbbra is csökken, 5 faj stabil, és 8 faj mutatott növekedést 2006 és 2012 között (EBCC 2014). Ennek egyik oka, hogy az agrár-környezetgazdálkodási programok közül kevés tartalmaz közvetlenül a biodiverzitás növelésére irányuló intézkedéseket (VICKERY et al. 2004). Ezért számos madárfaj életterében elmaradt a várt élőhelyi javulás, jöllehet, a 2008–2009-es időszakban átmenetileg még több kistestű madárfaj állománya is a felépülés jeleit mutatta a Farm Bird Index alapján (DEFRA 2009).

### **A mezőgazdasági területek madárközösségeinek változása**

Agrárkörnyezetben számos vadon élő állatfajnak kedvező a nádasokkal, erdőfoltokkal tagolt, kisparcellás élőhelyszerkezet (FARAGÓ 2006). Az énekesmadarak esetében sincs ez másképp. Svédországban a mezőgazdasági környezetben előforduló madárfajok 64%-a szántók közelében fellelhető fás-bokros területeket, olykor gazdasági épületeket – tehát az intenzív szezonális munkákkal nem érintett élőhelyi részeket – használta költő-, és táplálkozó helyként (HIRON et al. 2013). Ugyanakkor a kevésbé intenzíven hasznosított szántók és legelők is kedvező hatásúak lehetnek. Angliában például a legeltetett gyepeket az ízeltlábúakkal

táplálkozó, míg a magasfüves területeket főként a magvakat fogyasztó énekesmadarak látogatták (WILSON et al. 1996).

Leghasznosabb ilyen élőhelyeken a szántóterületek közvetlenül művelt részeinek térbeli és időbeli diverzitását biztosítani. Az eddigi agrár-környezetvédelmi programok ugyanis túlzottan csak a szegélyélőhelyek és sövények létesítésére-megőrzésére koncentráltak, a táblák belső részeire pedig nem (BUTLER et al. 2010). Emiatt a betakarítást követő táplálékhiány a madarak állományait is rendszeresen megtizedelte. A téli táplálékhiány nemcsak a specialista fajokra, hanem a közönségesnek hitt mezei veréb (*Passer montanus*) számára is elsődleges limitáló tényezővé vált (VICKERY et al. 2004). A téli időszakban más fajokkal együtt – pl. bíbic (*Vanellus vanellus*) vagy kenderike (*Carduelis cannabina*) – zömmel a síksági szántók területén csoportosulnak egyedeik. Ilyenkor az őszi vetés vagy cukorréparáló különösen preferált táplálkozó helyek, akárcsak a bűvőhelyet biztosító gyepterületek (WILSON et al. 1996, GILLINGS et al. 2007).

### Egyesült Királyság

Angliában a Buckinghamshire-i Hillesden közelében végzett vizsgálat is igazolta a téli időszakban takarást biztosító bűvőhelyek jelentőségét a madarak túlélése szempontjából. Az AKG támogatásban részesülő parcellákon élő cinkéknek szignifikánsan magasabb volt a költési sikerük a kontroll területeken élőkéhez képest, a dús és nagyobb borítású sövénynek köszönhetően (REDHEAD et al. 2013). A szerzők ezért az élőhelyminőség indikátoraiként tekintenek a kékcinegére (*Cyanistes caeruleus*) és a széncinegére (*Parus major*). Óvatosságra int azonban, hogy számos más madárfaj helyzete érdemben nem javult Angliában. A fogoly (*Perdix perdix*) állományai például hasonló gondokkal küzdenek, mint Magyarországon (KUIJPER et al. 2009). Mindeztől eddig csak nagyon kevés agrár-környezetgazdálkodási intézkedés tartalmazott kifejezetten a madarak táplálékbázisát megalapozó rendelkezéseket – bogárteleltető bakhátak létrehozása vagy ízeltlábú fauna fenntartása. A Game & Wildlife Conservation Trust szakmai útmutatásai alapján művelt területek átlagosan magasabb fogolyállományt voltak képesek eltartani, mint „csupán” az AKG támogatással érintettek (EWALD et al. 2010). Vélhetően azért, mert elsősorban a vadgazdálkodási célú fejlesztések során a ragadozó fajok visszaszorítása is elérendő cél szokott lenni. Ez is bizonyítja, hogy a mezőgazdasági földhasználatban érdekelt valamennyi partner közötti rendszeres kapcsolattartás és kommunikáció egy sarkalatos pontját képezi a mezei élőhelyeket hatékonyan javító programoknak.

WILKINSON és munkatársai (2012) a haris (*Crex crex*) állományfejlesztési célprogramok eredményeit tanulmányozták Skócia északi (Orkney) és északnyugati szigetein (Lewis). Itt két kiemelt célprogram eredményességére koncentráltak: (1): magas vegetáció fenntartása főleg a táblák sarkán és szegélyeken, a korai és kései időszakokban (ELC – Early & Late Cover), a teljes költési szezon alatt; valamint (2): kaszálás eltolása (DM – Delayed Mowing) augusztus 1. és szeptember 1. közé, hogy az ne fedjen át az egyébként is nagy zavarást jelentő aratási időszakokkal. Mindkét célprogramban kritérium volt a madárbarát kaszálási módok alkalmazása. Eredményeik szerint az ELC területeken a vegetáció magassága kétszerese volt a kontroll területekének a költési időszak alatt. A késleltetett kaszálású (DM) területeken kora nyáron alacsonyabb volt a növényzet a kontrollhoz képest, a nyár végére azonban magas rejtő növényzet alakult ki, szemben a kontroll területek ekkorra már lekaszált parcelláival. Az ELC területek átlagos növénydiverzitása jelentős volt ugyan (összesen 97 faj), de szignifikáns különbség csupán a DM területek diverzitása esetében (összesen 47 faj) volt kimutatható a kontroll területekhez viszonyítva. Ugyanis a DM területeken kevesebb faj, ám egyenletesebb eloszlással, míg az ELC gyepeken több faj csak szórványosan jelent meg. A későn kaszált DM területek lepke és poszméh diverzitása és

egyedszáma magasabb volt a kontrollhoz viszonyítva. ELC területeken csak a poszméhek esetében jelentkezett ilyen eltérés.

Egyedül az ugróvillások száma volt kevesebb a DM parcellákon, mint a kontrollterületeken. Összességében a haris célprogram késleltetett kaszálási módszere képes volt növelni a vegetáció és az ízeltlábú-diverzitást, illetve a vizsgált madárfajok nagy részének állomány nagyságát is. A szegélyek növényborítását megőrző célprogram (ELC) módszerei csak részben hoztak kimutatható eredményeket. A szerzők (WILKINSON et al. 2012) egyúttal arra következtetnek, hogy a haris újbóli angliai elterjedéséhez feltétlenül szükség volt az AKG programok beindulására. A támogatások más madarak szempontjából is pozitívnak bizonyultak, a kaszálások elhagyása és a borítás fenntartása sok földön fészkelő madár számára biztosított költőhelyet, úgymint: sárga billegető (*Motacilla flava*), mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), rozsdás csuk (*Saxicola rubetra*), sordély (*Emberiza calandra*), vagy a mérsékelten fenyegetett fajok közé tartozó nagy goda (*Limosa limosa*).

## Németország

Németországban az organikus gazdálkodás (biogazdálkodás) előnyös hatásait bizonyították a mezőgazdasági területeken élő madárfajok szempontjából. Ezekben a területeken már a hagyományos üzemmód elhagyását követő első évben pozitív eredményekről számolt be HÖTKER et al. (2003), elsősorban a mezei pacsirta és a citromsármány (*Emberiza citrinella*) költőpárok száma emelkedett meg szignifikánsan. Ezzel együtt viszont számítani kell arra is, hogy a ragadozó madarak is nagyobb valószínűséggel jelennek meg a területen, egyrészt a magasabb zsákmánysűrűség (aggregációs válasz), másrészt a nagyobb zöldfelületnek köszönhetően. A biogazdálkodás előnyei viszont még így is vitathatatlanok a madárdiverzitás szempontjából, hiszen az organikus szántók területét tavasszal több, mint 15 madárfaj kereste fel, ugyanakkor a konvencionális területeken csak 3 faj fordult elő ez idő tájt (HÖTKER et al. 2003).

Az AKG programok a mezei területek mellett a vizes élőhelyek védelmére és fenntartására is tartalmaznak célzott intézkedéseket, nemcsak énekesmadaraknak kedvezve ezzel. WEISS és munkatársai (1999) Németországban a vizes rétek megőrzésére fizetett agrár-környezetgazdálkodási támogatások hatását vizsgálták a nagy goda, a póling (*Numenius spp.*) és a sárszalonna (*Gallinago gallinago*) populációváltozásaival összefüggésben. Eredményeik azt mutatták, hogy a támogatott területen az állományaik vagy stagnálnak, vagy kevésbé súlyos mértékben csökkennek, mint a nem támogatott területeken. Az AKG programok eredendően kedvező hatásai tehát nem mindig mutathatóak ki egyértelműen (KLEIJN és SUTHERLAND 2003). Továbbá a hatékonyságukat vizsgáló tanulmányok is alacsony számúak az országban, annak ellenére, hogy már az 1970-es évektől kezdve léteztek élőhely-javító intézkedések (WILSON 1994).

## Svédország

Svédországban 0,4 milliárd euró állt rendelkezésre a mezőgazdasági termelőknek fizetendő AKG támogatásokra minden évben, az EU korábbi programozási időszakában (2007–2014). Ugyanakkor a programok eredményességét, a biológiai sokféleség és az AKG kapcsolatát vizsgáló kutatások száma alacsony volt az Észak-Európai tagállamokban. Svédországban többféle célprogram indult, HIRON et al. (2013) ezek közül 5 jelentős célprogramot vizsgáltak a madárdiverzitás vonatkozásában: gazdálkodás magas természeti vagy kulturális értékű területeken; természetközeli legelők fenntartására nyújtott támogatások; biogazdálkodás; vízbázisok védelme a csatornapartok szenitív kezelésével; gyepek-legelők létesítése a



homogén szántók közelében. 2009-ben az ország 37 térségében, mindösszesen 667 ponton végeztek szinkronszámlálást 100 m sugarú mintakörökben.

A mintapontok elhelyezésekor a térség három, jellegzetesen eltérő gazdálkodási formát képező területét vették figyelembe. A megfigyelés helyszíneit tanyahelyek, nem mezőgazdasági művelés alatt álló élőhelyi foltok, illetve féltermészetes és cserjefoltokkal tagolt legelők képezték. A vizsgált 55 madárfaj között voltak a szántóterületekhez egész évben kötődő, és csak részben (költés vagy táplálkozás szempontjából) kötődő madarak. Külön csoportot képeztek azok a fajok, melyek létszáma az elmúlt 30 évben csökkenő tendenciát mutatott Svédországban, mint a mezei veréb, seregély, citromsármány, kenderike, rozsdás csuk, barázdabillegető (*Motacilla alba*), dolmányos varjú (*Corvus cornix*), mezei poszáta (*Curruca communis*), házi veréb (*Passer domesticus*), hantmadár (*Oenanthe oenanthe*). Az állományfelmérések során összesen 14500 egyedet számoltak. Az egyedek 92%-a mezőgazdasági környezetben szezonálisan megjelenő, 8%-a pedig a fogyatkozó állományú madárfajok közül került ki.

Eredményeik alapján a legelők megőrzésére, valamint a magas természeti és kulturális értékű területek fenntartására fordított támogatások pozitív összefüggést mutattak a madárfajok diverzitásával és az érintett területek állomány nagyságaival. Igaz, hogy a két program által célzott területrészekben ott is magasabb volt a diverzitás, ahol nem volt támogatott parcella. A kezelt területeken megvalósuló élőhelyvédelmi intézkedések fokozták a kedvező állapotot, viszont ahol a kulturális értékek megőrzése érdekében fákat, cserjéket irtottak ki, ott csökkent a fészkelőhelyek száma, így a madarak létszáma is. A konvencionális területekhez képest magasabb volt a diverzitás a biogazdálkodással érintett területeken, szignifikáns eltérés ugyanakkor nem mutatkozott.

Mivel a vizsgálatban bizonyos területek a támogatások nélkül is jobb tulajdonságokkal bírtak, mint az átlag, ezért az AKG programok hatékonyságát és értékelésüket befolyásolhatják a vizsgálati módszerből, a vizsgált faj(ok)ból, vagy a terület jellegéből adódó sajátosságok (HIRON et al. 2013).

Nagyobb időszakot ölelt fel az a vizsgálatsorozat, amely 1994-ben és 2004-ben 41 madárfaj állományváltozását követte nyomon (WRETENBERG et al. 2010). A két vizsgálat között eltelt tíz év során a vidékfejlesztési politika és a tájhasználat is jelentős átalakuláson ment keresztül Svédországban. Ugyanakkor a két időpontról származó eredményeket tekintve semmilyen javulás nem volt érzékelhető a mezőgazdasági területek madárfaj-diverzitásában. A fajok több mint 50%-a csupán a területek tizedén volt megtalálható, úgy a vizsgálat elején (1994-ben 54%), mint tíz év múlva (2004-ben 56%). Azok a területek, amelyek az első vizsgálati évben változatos élőhelyet nyújtottak és ezt tíz év alatt meg is őrizték, 2004-ben szintén kiemelkedő élőhelyeknek számítottak. Sajnos az extenzív földhasználattal kezelt területek aránya 2004-re 15%-kal csökkent, de az ilyen szántók mindkét időszakban pozitívan korreláltak a madárfajok diverzitásával és állománysűrűségével. Hasonló kedvező összefüggés volt felfedezhető a fasorokkal szegélyezett vonalas létesítmények esetében is, de hatásuk csak 2004-ben volt kimutatható. A téli időszakra táplálékot és takarást adó őszi gabonák vetésterületének növekedése szintén pozitív volt a madarak denzitására. Szignifikáns növekedés azokban a térségekben jelentkezett az énekesmadarak állománysűrűségében, ahol az első vizsgálati időpontban még magas volt az intenzív művelésű agrárterületek aránya, majd a következő időpontra csökkenésnek indult, teret adva az extenzív gazdálkodási formáknak. A szerzők szigorúbb védelmi intézkedések bevezetését prognosztizálják, amennyiben a szántóterületeket határoló erdősávok és a környező erdőterület csökkenése továbbra is folytatódik, valamint a többfunkciós környezetgazdálkodás nem tud kellően érvényre jutni (WRETENBERG et al. 2010).

A negatív következmények legérzékenyebben azokat a madarakat érintik, amelyek elsősorban mezőgazdasági területeken élnek. Ugyanakkor STREJNMAN et al. (2013)

eredményei szerint nemcsak a szántóterületekhez kötődő fajok, úgymint a mezei pacsirta, mezei poszáta, vetési varjú (*Corvus frugilegus*), búbic, hanem Svédország agrárterületein kívül is gyakran előforduló madarak (pl.: sárga billegető, tövisszúró gébics, kenderike, citromsármány) előnyben részesítették az agrárterületeket a többi élőhelyhez képest. A vizsgálatban a kerti sármány (*Emberiza hortulana*) és rozsdás csuk állományainak csak kisebb hányada élt mezőgazdasági környezetben, de ott rendre nagyobb sűrűségben voltak megfigyelhetők (STREJNMAN et al. 2013). A nagy területen megvalósuló agrár-környezetgazdálkodási programok tehát olyan madárfajok helyzetét is javítani tudnák, amelyek alternatív megoldásként használnak más élőhelyeket.

## Franciaország

Számos nyugat-európai országhoz hasonlóan Franciaországban is dominálnak az intenzív mezőgazdálkodási formák, és évről évre csökken az énekesmadarak száma (VOŘÍŠEK et al. 2010).

PRINCÉ és JIGUET (2013) franciaországi vizsgálatukban a gyepterületekre és extenzív legelőkre vonatkozó agrár-környezetgazdálkodási programok hatékonyságát értékelték az ott megjelenő madárfajok diverzitása és állománynagysága szempontjából. A vizsgálatba 19 madárfajt vontak be, közülük 12 faj kistestű énekesmadár volt. A fajok állományadatait egy országos monitoring rendszer szolgáltatta, ami felépítését tekintve hasonló a hazai MMM rendszerhez. Együttal öt gyepgazdálkodási célprogram hatását vizsgálták: (1) extenzív gyepkezelés; (2) felhagyott gyepök ápolása a szukcesszió megakadályozására; (3) tradicionális, féltermészetes és természetes tájelemek megőrzése; (4) fák, fasorok megőrzése-telepítése, tavak fenntartása, ligetek gondozása; valamint (5) bokorsorok, árkok és régi kőfalak megóvása. Ezek közül kimutathatóan pozitív összefüggést az extenzív gyepkezelési programok esetében, míg negatív érdekes módon a felhagyott gyepök ápolási programjai során találtak. Utóbbi esetben a fészkelésre alkalmas bokrok és fák eltávolítása okozhatott erős negatív hatást. A vonalas létesítményekre vonatkozó támogatások (4. és 5. célprogram) főképp az erdei pacsirta (*Lullula arborea*) számára voltak kedvezőek. Összességében a gyepterületek, és a táj mozaikosságát növelő elemek (fasorok, szegélyezett árkok) fenntartására nyújtott támogatások növelték leginkább a csökkenő populációjú fajok helyi állományait.

Ugyanezen eredményeket a környezetgazdálkodási programok várt hatásai alapján, országos szinten is értékelték (PRINCÉ et al. 2012). Az előzetes (ex-ante) értékelést egy független franciaországi kutatóintézet (AND International) útmutatásai alapján állították össze minden egyes környezetgazdálkodási programra aszerint, hogy mennyire jelentkezhet mélyreható változás a célprogramok hatására. A vizsgálatban csak azokat a programokat vették figyelembe, amelyek tájképre és a biodiverzitásra gyakorolt hatásuk alapján az 'erős hatás' minősítést kapták, vagyis beindulásukat követően rövid idő alatt kimutatható élőhelyi javulást jósoltak. A kiválasztott programokat tovább csoportosították aszerint, hogy tartalmazznak-e célzottan a biodiverzitás növelését szolgáló intézkedéseket (pl. agroerdészeti rendszerek, organikus gazdálkodás, extenzív gyepkezelési programok), vagy csak járulékosan segítik azt (pl. kímélő talajművelés, vízkivétel csökkentése a talajvíz védelme érdekében).

A sokféleséget közvetlenül növelő támogatásokkal érintett területeken 19 madárfajból 13 pozitívan reagált (ezek 60%-a énekesmadár volt). Statisztikailag viszont csak 3 faj sűrűsége mutatott összefüggést: a sordély és az egerészölyv (*Buteo buteo*) pozitívan, míg a kerti sármány negatívan reagált a változásokra. Ezen felül további 3 faj, a mezei pacsirta, citromsármány, és cigánycsuk (*Saxicola torquata*) állománya csökkenést mutatott azokban a térségekben, ahol a diverzitást növelő támogatások hatásai nem érvényesültek.

A programok nem tudták megállítani az országban régóta tartó állománycsökkenést, és csak néhány intézkedés volt képes fenntartani a helyi madárfajok állományait. Örökérvényű tapasztalat, hogy az ilyen programok sikerességében kulcsszerepet játszik a gazdálkodók hozzáállása (PRINCÉ et al. 2012). Mindazonáltal az eredményességre szintén jelentős hatással vannak a vidéki térség intenzív tájhasználatát fokozó mezőgazdasági létesítmények és technológiák (NORRIS 2008).

A többfunkciós, magas természeti értékű (High Nature Value – HNV) agrárterületek és az „agrársivatagok” kontrasztját jól jellemzik DOXA et al. (2012) eredményei, amelyet a Farm Bird Indexen keresztül mutattak be. Azokban a térségekben, melyekben magas volt a HNV területek aránya, átlagosan 9,9%-kal volt magasabb az Index értéke a konvencionális területekhez viszonyítva. Még a korábban HNV előírások szerint művelt, ám mostanra intenzíven használt szántók madárdiverzitása is nagyobb volt azokhoz a térségekhez képest, amelyekre sohasem vonatkoztak a HNV követelményei. A 2000-es évek elején több specialista madárfaj száma is országos szintű csökkenést mutatott, a monokultúras táblák térnyerése miatt. Ezzel egy időben a magas természetességű HNV területek jobban specializált életközösségeket tartottak fenn, az alacsonyabb értékűeken inkább generalista madárfajok éltek nagyobb sűrűségben.

Az állománycsökkenésen túlmenően fő gondot a madárközösségek szegényedése, a homogenizálódás jelent (DEVICTOR et al. 2008). Agrárkörnyezetben éppen ezek a magas természeti értékű területek biztosíthatják, egyfajta természetvédelmi zónaként a legtöbb madárfaj túlélését, csillapítva az intenzifikálásból adódó negatív hatásokat (DOXA et al. 2012).

### **Más tagállamokból származó eredmények**

KEENLEYSIDE et al. (2006) Málta kivételével a 2004-ben csatlakozott 9 ország mezőgazdasági földhasználatát értékelte összefüggésben a Farmland Bird Index adataival. Eredményeik szerint a Szovjetunió felbomlását követően átmenetileg csökkent az intenzív művelésű agrárterületek aránya, ami jó hatással volt a madárdiverzitásra. A tulajdonosi körök átrendeződését követően a folyamat visszajára fordult és számos madárfaj csökkenése folytatódott. Az ezredfordulót követő 3 évben már több országban jelentős volt a madarak állománycsökkenése, melyek közül kiemelkedett Csehország (21%), Lengyelország (13%) és Lettország (3%). A 2004–2007 között csatlakozott országok területén viszont még így is nagyobb sűrűségben élnek mezei madarak, mint az EU első 15 tagállamában (SANDERSON et al. 2013).

Észtországban a változatos madárközösségeket eltartó értékes legelők művelésével egyre többen hagytak fel vagy átalakították azokat intenzív szántókká. A többfunkciós mezőgazdaságot támogató programok már a 2004-es csatlakozást követően elindultak, viszont a termelésorientált berendezkedés és a megnyíló Közösségi piac a támogatások felhasználására is rányomta bélyegét. Kezdetől fogva születtek ugyan kímélő gazdálkodást és élőhelyfejlesztést támogató programok, a támogatások mértéke mégis egyedül a műtrágya felhasználással mutatott szignifikáns összefüggést (ELTS & LÖHMUS 2012) olyan területeken is, ahol a környezetbarát gazdálkodás célprogramok előírásai voltak érvényben.

A túlzott kemikália használat negatív hatással volt a mezei pacsirta állományára és egyéb költő madárfajok (rozsdás csuk, mezei poszáta, búbic) előfordulására. A legtöbb faj a biogazdálkodással érintett területeket kereste fel, állománysűrűségük is itt volt a legmagasabb. Az egységes területalapú támogatásban részesülő parcellák madárdiverzitása nem különbözött jelentősen a környezetbarát gazdálkodás célprogram szerint művelt területekétől. Az árok, csatornák teljes hossza a legtöbb madárfaj állományával pozitívan korrelált, de a költő pacsirtákra negatív hatással volt. Úgy tűnik, a biogazdaságok változatos élőhelyeket kínálnak,

de kedvező, szignifikáns összefüggést mégsem lehetett kimutatni a madarak állományváltozásaival kapcsolatban.

A balti állam támogatási rendszere a produktív, magas hozamú területekre jobban fókuszál, és figyelmen kívül hagyja a természetes élőhelyi foltokat. Így a nagy kiterjedésű homogén mezőgazdasági területek arányaiban több támogatást kapnak. Ez a kisgazdaságokat arra kényszeríti, hogy a támogatott terület növelése érdekében megszüntessék a természetes élőhelyi foltokat, kényszerűen rontva így az élőhelyeket. Annak ellenére tehát, hogy a Helyes Gazdálkodási Gyakorlat is előfeltétele volt az egységes területalapú támogatások igénylésének, korántsem teljesültek az élőhelyvédelem kritériumai. A szerzők (ELTS & LÖHMUS 2012) szerint az agrár-környezetgazdálkodás legnagyobb problémája Észtország vonatkozásában az, hogy a kifizetések nem alkalmazkodnak kellőképpen a különböző régiók eltérő környezeti adottságaihoz.

A Hollandiában indult egyes célprogramok szintén támogatták a mezei madarak állományainak megőrzését, ám a legtöbb hatékonyságvizsgálat arra a következtetésre jutott, hogy nem volt kimutatható hatásuk a madarakra (KLEIJN et al. 2001). Jórészt az énekesmadárfajok kevésbé negatív állománytrendjei voltak megállapíthatók a nem támogatott területekhez képest. 14 hollandiai esettanulmány alapján KLEIJN & SUTHERLAND (2003) szerint a környezetgazdálkodási intézkedések mindig sikeresebbek voltak az extenzíven kezelt területeken, mint a hagyományos termelést folytató gazdálkodók esetében. Vagyis a már meglévő, jól működő extenzív gazdaságok feltehetőleg már a programok előtt is környezettudatos művelést folytattak, az intenzív rendszereknek pedig hosszabb átállási időre és magasabb fokú ellenőrzöttségre, szakmai támogatásra lett volna szükségük.

Lengyelországban kiemelkedő a mezőgazdaságban dolgozók aránya (15%) és az olyan kisgazdaságok részesedése, melyek megőrizték a tradicionális földművelés elemeit (WUCZYNSKI et al. 2011). Az Unióhoz történt csatlakozás zömében negatívan hatott a mezei területeken költő madarak diverzitására és sűrűségére az országban (SANDERSON et al. 2013). A tagság előtt (2002) és a csatlakozás után (2009) végzett összehasonlító felmérés szerint a réti pityer, a rozsdás csuk, a mezei veréb, a sordély és az énekes nádiposzáta (*Acrocephalus palustris*) állománya szignifikánsan csökkent a vizsgált időszak alatt. A fogyatkozás legfőbb oka az alacsony intenzitással használt szántók, tanyahelyek, legelők eltűnése volt, amit a nagyobb volumenű termelésre történő átállás is előidézett. Az erdőtelepítések és a fasorok létesítése pozitív hatással volt a réti pityer, a citromsármány és az örvös galamb (*Columba palumbus*) sűrűségére, ugyanakkor a bíbic és a rozsdás csuk állományaival negatívan korrelált. Nincs tehát univerzális fajvédelmi megoldás a rendkívül sokféle élőhelyet kezelő mezőgazdaságban. A valódi segítséghez az agrár-környezetgazdálkodási programok mellett specializált élőhelyvédelmi intézkedésekre is égető szükség lenne.

### Következtetések

A bemutatott tanulmányok alapján elmondhatjuk, hogy a környezetgazdálkodási programok hatékonyságának megítélése nagyon bonyolult. Számos hatótényező torzíthatja az eredményt és vezethet téves következtetésekre. Az alkalmazott módszertan és a vizsgált területek kontrasztja jelentősen csökkentheti az eredmények megbízhatóságát is (KLEIJN & SUTHERLAND 2003). Rendszerint pozitív kicsengésű az értékelés akkor, ha egyébként is értékes területet érintett az adott célprogram. Kérdés, hogy a pozitív változást maga az intézkedés hozta-e, vagy a kezelt és kontroll helyszínek között már a kezdetekkor szignifikáns volt az eltérés a vizsgált változóban. Továbbá a vizsgálatok léptéke elfedheti a monitoring programok eredményét. Ez nemcsak az időbeni ütemezésre, hanem a nagy térségeket együtt szemlélő nemzetközi kutatásokra is vonatkozik. Nyugat-Európa és Kelet-Közép-Európa madárvilágának összehasonlítása a mezőgazdaság eltérő tájhasználatára és a geopolitikai

jellemzők miatt is különböző módszereket követel meg (TRYJANOWSKY et al. 2011). Ezért a programok sajátosságai mellett az értékelési metódusok sem lehetnek teljesen azonosak (de ez nem zárja ki az összehasonlíthatóságot).

Feltételezhető az is, hogy a növekvő állományú fajok esetében az állományváltozásokat a fajok alkalmazkodóképessége határozza meg és nem a kisebb-nagyobb léptékű beavatkozások. Maga az élőhelygazdálkodás, definíciója szerint (Heltai 2014) egy nagy területet érintő, hosszú távú, és az adott terület minden gazdálkodási ágát érintő beavatkozás sorozatot jelent. Ezek a feltételek lokálisan vizsgálva nem teljesülnek, hiszen sohasem egy-egy nagyobb (több száz vagy ezer hektár kiterjedésű) térség, hanem mindig csak egy-egy mezőgazdasági parcella, vagy mezőgazdálkodási egység a támogatások/kezelések alapja. Vagyis a területen belül csak a mezőgazdasági művelésben történnek változások, míg a táblák szegélyében található fás-cserjés vegetáció, vagy csatornák, nádasok, patakok, erdőfoltok átalakítása nem kezdődik meg. Ráadásul a mezőgazdasági átalakítások sem érnek el minden egymás melletti mezőgazdasági táblát. Ezért csak az eltelt idő hossza lehetne az, ami miatt reménnyel kecsegtethetnének a beavatkozások. Az előírások azonban az időtartam alatt sem egységesek, hiszen az EU programozási ciklusainak megfelelően váltakoznak. Magyarországon például más AKG előírások/feltételek voltak érvényben az EU csatlakozás előtt, illetve azt követően 2004 és 2007, majd 2007 és 2013 között, valamint 2013 után. Ez vélhetően minden 2004-ben csatlakozott tagállam esetében is így van.

Az agrár-környezetgazdálkodási programok sikerességét nagyban növelné, ha tudományos megalapozottsággal terveznék és ellenőriznék azokat (KLEIJN et al. 2001). Madárvédelmi szerepük pedig igazodna a célterület adottságaihoz: konvencionális gazdaságoknál a közönséges madárfajok fenntartása, extenzív művelés esetén a veszélyeztetett madárfajok megőrzése és állománynövelésük lenne a feladatuk (HIRON et al. 2013).

A jövőben tehát a Közös Agrárpolitikának egyre sürgetőbb, a környezetet veszélyeztető problémákra kell megoldást találnia, melyhez kulcsfontosságú a tudományos alapokon nyugvó és adaptív stratégiát alkalmazó agrár-környezetgazdálkodási programok bevezetése.

### Köszönetnyilvánítás

Munkánkat a Kutató Kari Kiválósági Támogatás (8526-5/2014/TUDPOL); és a Szent István Egyetem Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskolája (Fehér Ádám és Tóth Bálint részére) támogatta.

### Irodalom

- ÁNGYÁN J., FÉSŰS I., PODMANICZKY L., TAR F. 1999: Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program a környezetkímélő, a természet védelmét és a táj megőrzését szolgáló mezőgazdasági termelési módszerek támogatására. FVM agrár-környezetgazdálkodási tanulmánykötetek, pp. 22.
- BUTLER, S. J., BOCCACIO, L., GREGORY, R. D., VORISEK, P., NORRIS, K. 2010: Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 348–357.
- CSÁNYI S. 2007: Vadbiológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 136.
- DEFRA 2009: DE5: Trends in populations of farmland birds, [http://archive.defra.gov.uk/evidence/statistics/foodfarm/enviro/observatory/indicators/d/de5\\_data.htm](http://archive.defra.gov.uk/evidence/statistics/foodfarm/enviro/observatory/indicators/d/de5_data.htm).
- DEFRA 2013: Biodiversity 2020: a strategy for England's wildlife and ecosystem services. Indicators summary 2013, October 2013, Department for Environment Food & Rural Affairs, pp. 63.
- DEVICTOR, V., JULLIARD, R., CLAVEL, J., JIGUET, F., LEE, A., COUVET, D. 2008: Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17: 252–261.

- DONALD, P. F., GREEN, E. R., HEATH, M. F. 2001: Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings: Biological Sciences*, 268, 25–29.
- DOXA, A., PARACCHINI, M. L., POINTEREAU, P., DEVICTOR, V., JIGUET, F. 2012: Preventing biotic homogenization of farmland bird communities: The role of High Nature Value farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 148: 83–88.
- ELTS, J., LÖHMUS, A. 2012: What do we lack in agri-environment schemes? The case of farmland birds in Estonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 156: 89–93.
- EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2014: Trends of common birds in Europe, 2014 update. Pan-European Common Bird Monitoring Scheme, <http://www.ebcc.info/index.php?ID=557>.
- EWALD, J. A., AEBISCHER, N. J., RICHARDSON, S. M., GRICE, P. V., COOKE, A. I. 2010: The effect of agri-environment schemes on grey partridges at the farm level in England. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138, 55–63.
- FARAGÓ S. 1997: Élőhelyfejlesztés az apróvad-gazdálkodásban. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- FARAGÓ S. 2006: Élőhely-gazdálkodás mezei területeken, különös tekintettel a gyepgazdálkodásra. *Gyepgazdálkodási közlemények* 2006/4: 13–24.
- GALAMBOS A. 2014: Múlt és jelen: Az agrár-környezetgazdálkodás elmúlt 10 évének értékelése. Magyar Nemzeti Vidéki Hálózat Konferenciája, II. Szakosztály.
- GILLINGS, S., FULLER, J. R., SUTHERLAND, J. W. 2007: Winter field use and habitat selection by Eurasian Golden Plovers *Pluvialis apricaria* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* on arable farmland. *Ibis*, 149, 509–520.
- HELTAI M. 2014: Élőhelyfejlesztés mezőgazdasági területeken. Jegyzet vadgazda mérnöki szakos hallgatók részére. Szent István Egyetem, Vadgazda Mérnöki Szak, Gödöllő. p. 111.
- HIRON, M., BERG, A., EGGERS, S., JOSEFSSON, J., PART, T. 2013: Bird diversity relates to agri-environment schemes at local and landscape level in intensive farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 176: 9–16.
- HOFER, G., HERZOG, F., SPIESS, M., BIRRER, S. 2002: Vegetation und Brutvögel als Öko-Indikatoren im Mittelland. *Agrarforschung* 9: 152–157. In: KLEIJN, D., SUTHERLAND, W. J. 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- HÓDI Á. 2014: Vidékfejlesztés, agrár-környezetvédelem a 2014–2020-as időszakban. Széchenyi Programiroda, <http://www.szpi.hu/download/Tavaszi-konferenciasorozat/2014/Zalaszentgrot/vidékfejlesztés-agrar-környezetvédelem-a-2014-2020-as-idoszakban.pdf>
- HÖTKER, H., RAHMANN, G., JEROMIN, K. 2003: Positive Auswirkungen des Ökolandbaus auf Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. *Naturschutz und Ökolandbau. Fachtagung, 2013 oktober 16-17., Witzhausen, pp.18.*
- KEENLEYSIDE, C. (szerk.) 2006: Farmland birds and agri-environment schemes in the New Member States. A report for the Royal Society for the Protection of Birds. RSPB, Sandy, UK, pp. 137.
- KLEIJN, D., BERENDSE, F., SMIT, R., GILISSEN, N. 2001: Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, 413: 723–725.
- KLEIJN, D., SUTHERLAND, W. J. 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- KÖZPONTI STATISZTIKAI HIVATAL 2014: AGRÁRCENZUSOK – HOSSZÚ IDŐSOROK – TÁBLÁZATOK: 3.1. Magyarország földterülete művelési ágak szerint, 1853–2013, [https://www.ksh.hu/docs/hun/agrar/html/tab11\\_3\\_1.html](https://www.ksh.hu/docs/hun/agrar/html/tab11_3_1.html).
- KUIJPER, D. P. J., OOSTERVELD, E., WYMENGA, E. 2009: Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population - a review. *European Journal of Wildlife Research* 55 (5): 455–463.
- NORRIS, K. 2008: Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. *Conservation Letters* 1: 2–11.
- MEZŐGAZDASÁGI ÉS VIDÉKFEJLESZTÉSI HIVATAL 2011: Nemzeti Vidékfejlesztési Terv – Tájékoztató az Agrár-környezetgazdálkodási Intézkedésből támogatást igénylők részére, [www.mvh.gov.hu/MVHPortal/files/1021180\\_13.pdf](http://www.mvh.gov.hu/MVHPortal/files/1021180_13.pdf).
- PEACH, W.J., LOVETT, L.J., WOTTON, S.R., JEFFS, C. 2001: Countryside stewardship delivers curlew buntings (*Emberiza circlus*) in Devon, UK. *Biological Conservation* 101: 361–373.
- PRINCÉ, K., JIGUET, F. 2013: Ecological effectiveness of French grassland agri-environment schemes for farmland bird communities. *Journal of Environmental Management* 121: 110–116.
- PRINCÉ, K., MOUSSUS, J. P., JIGUET, F. 2012: Mixed effectiveness of French agri-environment schemes for nationwide farmland bird conservation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 149: 74–79.
- REDHEAD, J. W., PYWELL, R. F., BELLAMY, P. E., BROUGHTON, R. K., HILL, R. A., HINSLEY, S. A. 2013: Great tits *Parus major* and blue tits *Cyanistes caeruleus* as indicators of agri-environmental habitat quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 178: 31–38.



- SANDERSON, J. F., KUCHARZ, M., JOBDA, M., DONALD, F. P. 2013: Impacts of agricultural intensification and abandonment of farmland birds in Poland following EU accession. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 168: 16–24.
- SHEEHAN, D. K., GREGORY, R. D., EATON, M. A., BUBB, P. J., CHENERY, A. M. 2010: The wild bird index – Guidance for national and regional use. UNEP–WCMC, Cambridge, UK, pp. 26.
- SKUTAI J., PODMANICZKY L. 2004: Internet alapú agrár-környezetgazdálkodási információs rendszer fejlesztésének tapasztalatai. XIV. Országos Térinformatikai Konferencia, Szolnok.
- STJERNMAN, M., GREEN, M., LINDSTRÖM, A., OLSSON, O., OTTVALL, R., SMITH, H. G. 2013: Habitat-specific bird trends and their effect on the Farmland Bird Index. *Ecological Indicators* 24: 382–391.
- SZARO, R., SEXTON, W. T., MALONE, C. R. 1998: The emergence of ecosystem management as a tool for meeting people's needs and sustaining ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 40: 1–7.
- SZÉP T., NAGY K. 2006: Status of natural values in Hungary at the joining to the EU on the base of common bird monitoring (MMM) program of the MME for the 1999–2005 period. *Természetvédelmi Közlemények* 12: 5–16.
- 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. *Oris Hungarica* 20(2):13–63.
- TERLOUW, R. J. S. 1992: Weidevogelonderzoek voor de evaluatie van de beheersplannen Bethunepolder en Polder Mijnden 1991. Publicatie No. 50. Bureau Terlouw, Gouderak/Directie Beheer Landbouwgronden, Utrecht. In: KLEIJN, D., SUTHERLAND, W. J. 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- TRYJANOWSKY, P., HARTEL, T., BÁLDI A., SZYMANSKI, P., TOBOLKA, M., GOŁAWSKI, A., KONVIČKA, M., HROMADA, M., JERZAK, L., KUJAWA, K., LENDA, M., ORŁOWSKI, G., PANEK, M., SKÓRKA, P., SPARKS, T. H., TWOREK, S., WUCZYNSKI, A., ZMIHORSKI, M. 2011: Can research in Western Europe identify the fate of farmland bird biodiversity in Eastern Europe? *Acta Ornithologica* 46(1): 79–90.
- VAN BUEL, H., VERGEER, J. W. 1995: Weidevogels van de relatienotagebieden waterland en Zeevang in 1993. LBL Publicatie No. 78. Bureau van Buel, Wouwse Plantage/Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden, Utrecht. In: KLEIJN, D., SUTHERLAND, W. J. 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- VICKERY, A. J., BRADBURY, B. R., HENDERSON, G. I., EATON, A. M., GRICE, V. P. 2004: The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological Conservation*, 119, 19–39.
- VOŘÍŠEK, P., JIGUET, F., STRIEN, V. A., ŠKORPILOVÁ, J., KLVAŇOVÁ, A., GREGORY, D. R. 2010: Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much we lost? *Bou Conference Proceedings - Lowland Farmland Birds* 3.
- WEIBEL, U. 1998: Habitat use by foraging skylarks (*Alauda arvensis* L.) in an arable landscape with wild flower strips. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 64: 37–45. In: KLEIJN, D., SUTHERLAND, W. J. 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- WEISS, J., MICHELS, C., JÖBGES, M., KETTRUP, M. 1999: Zum Erfolg im Feuchtwiesenschutzprogramm NRW – das Beispiel Wiesenvögel. *LÖBF-Mitteilungen* 3: 14–26. In: KLEIJN, D., SUTHERLAND, W. J. 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- WILKINSON, N. I., WILSON, J. D., ANDERSON, G. Q. A. 2012: Agri-environment management for corncrake *Crex crex* delivers higher species richness and abundance across other taxonomic groups. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 155: 27–34.
- WILSON, J. D. 1994: German agri-environmental schemes. 1. A preliminary review. *Journal of Rural Studies* 10(1): 27–45.
- WILSON, J. D., TAYLOR, R., MUIRHEAD, L. B. 1996: Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resampling methods. *Bird Study*, 43, 320–332.
- WUCZYNSKI, A., KUJAWA, K., DAJOK, Z., WOJCIECH G. 2011: Species richness and composition of bird communities in various field margins of Poland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141: 202–209.
- WRETENBERG, J., PÄRT, T., BERG, A. 2010: Changes in local species richness of farmland birds in relation to land-use changes and landscape structure. *Biological Conservation* 143: 375–381.



ZEEBROECK, M., GIJSEGHM, D. 2012: Evaluation of agri-environmental measures in Flanders, Belgium. In: OECD (szerk.): Evaluation of Agri-environmental Policies: Selected Methodological Issues and Case Studies, OECD Publishing, pp. 129–140.

EFFECTS OF AGRI-ENVIROMENT SCHEMES AND DIFFERENT FARMING PRACTICES ON THE DIVERSITY OF FARMLAND BIRDS

Á. FEHÉR, B. TÓTH, M. HELTAI

Szent István University, Institute for Wildlife Conservation  
H-2100 Gödöllő, Páter Károly St 1.  
e-mail: feher.adam.hun@gmail.com

**Keywords:** agriculture, land use, agri-environment schemes, biodiversity, songbirds, CAP

**Abstract:** Farming practices that benefit biodiversity and maintain the sustainable use of natural resources play an increasing role in the Common Agricultural Policy of the EU. These requirements on arable lands and pasture fields can mostly achieved by agri-environment schemes, dissolving the land use conflicts in rural areas. The success of certain AES can be well evaluated by monitoring resident bird communities (using Farmland Bird Index). Based on the results of several European studies, we consider that AES which is focusing on semi-natural pasture conservation, food resource protection, or creating new breeding sites for songbirds can be only effective, if AES programs applied on a wider area than some isolated parcels. On the other hand, the timing and implementation of the used monitoring methods can affect the evaluation of results, as the different characteristics of land use in Europe.



## ECOLOGICAL RESTORATION ACTIVITIES FOR LONG-TERM PRESERVATION OF THE ALPINE AND SUB-ALPINE HABITATS IN THE RETEZAT NATIONAL PARK

KISS Imre, ALEXA Vasile

University "Politehnica" Timisoara, Faculty of Engineering Hunedoara, Department of Engineering and Management, Revolutiei 5, 331128 Hunedoara, Romania, e-mail: imre.kiss@fh.upt.ro

**Keywords:** Retezat Mountains, alpine habitats, mountain pines (*Pinus mugo*), habitat restoration, artificial regeneration, afforestation

**Abstract:** This paper is focusing on the mountain pines (*Pinus mugo*), the juniper (*Juniperus communis*) and the rhododendron (*Rhododendron kotschyi*) common habitats, the establishing the methods of maintaining or protecting of non-degraded populations, and the restoration methods of degraded populations, within the alpine habitats conservative management belonging to the Retezat National Park. Between the natural and artificial regeneration methods applicable to restore the degraded mountain pines populations, the regeneration by plantation seems to be the only reasonable method, having in view that the natural regeneration is difficult and require long period of time. This study begins with presentation of the preservation plans of the unique natural landscape, named Retezat National Park, located in Meridional Carpathians (Romanian Southern Carpathians) and continues with the description of the natural distribution of the mountain pines (*Pinus mugo*) populations and their associated herbaceous and woody species in the Retezat National Park. The renaturation with mountain pines seedlings, within the case study regarding an ecological restoration in Retezat National Park, methods, remarks and predictable results are presented. Also, the study offers details concerning the ecological principles of the destroyed habitat's artificial regeneration, such as: the planted area, seedlings, seedling production and their transportation to the planting area and effective plantation.

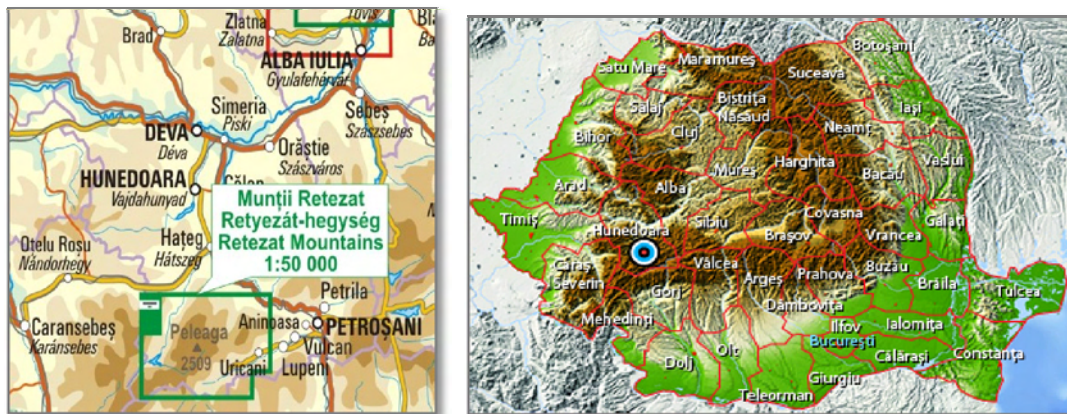
### Introduction

The Retezat National Park, located in Meridional Carpathians (Romanian Southern Carpathians), encompasses Romania's highest mountain ranges and one of Europe's last remaining pristine forests. Established since 1935, the Retezat National Park Reservation protects an exceptional floral diversity for high mountainous area with steep slopes, raised from ancient forests. The existence of more than a third of the Romanian flora in this area, sheltering around 1190 superior plants species of the 3450 species known in Romania, is one of the reasons for which it was declared a National Park (REPORT 2008, 2009, 2012, 2013).

The Retezat Mountains is one of the most species-rich areas dedicated to nature protection in Romania and has great significance for the conservation of Europe's natural heritage. The Retezat National Park has a great diversity of forms, which makes the landscape peculiarly spectacular. The protected area occupies the center of the mountain. The first area with full protection has a scientific character (11466 ha), being prohibited any exploitation (mining, grazing, hunting, fishing, gathering fruit, hiking, and camping). In this area, the access is allowed only with authorization from the Natural Monuments Preservation Commission, on certain routes and territories. The second area has a less rigorous protection, grazing being allowed two months per year. With a wide variety of endangered and endemic plants and spectacular wildlife, the Retezat National Park is included in the UNESCO network of biosphere reserves.

Since the 90s, the grazing activity has increased considerably, and damages brought to nature in Retezat National Park have increased worryingly. Every summer, sheep were climbing to alpine meadows, endangering the flora and fauna of the area (as a result, the chamois number is decreasing every year). Because of this, in the last decade of the past century, the pasture area in Retezat decreased considerably, and for years, at the end of each summer remained eroded lands and much stevia (*Rumex*), as a result of sheep grazing. Due to overgrazing, the characteristic species of natural grasslands have been completely degraded or

gradually replaced by species that eliminate the other cohabiting plants (HODOR 2008, REPORT 2012, 2013). Retezat National Park is the only national park in Romania that has a management plan, which is fully approved by the central public authority for environment (REPORT 2012, 2013, KISS és ALEXA 2014a, 2014b). However, information is lacking on the distribution of habitats and species in the park and management is not always adequate – some habitats are threatened by overgrowth following abandonment of traditional pastoral activities and by the invasion of alien species. At the same time, tourism in the area leads to deliberate destruction of valuable mountain pine (*Pinus mugo*) habitats and the scattering of waste throughout the area.



1. ábra A Retezát Nemzeti Park (Hunyad megye, Románia)  
Figure 1. The Retezat National Park Reservation (Hunedoara County, Romania)

Following a study on grasslands in Retezat Mountains (Retezát-hegység), the Retezat National Park Administration concluded that their area has decreased drastically due to overgrazing (REPORT 2012, 2013). The alpine habitats in Retezat National Park are abused by overgrazing, an example in this respect being Drăgșanu Ridge (Dréksán-nyereg), where the biodiversity is very low, being correlated with the abandonment of former grazing areas, which requires careful management measures.



2. ábra Dréksán-nyereg a Retezát-hegységben  
Figure 2. The Retezat Mountains view on the Drăgșanu Ridge (Dréksán-nyereg)

The preservation of the unique natural landscape, undisturbed is a priority activity which brings benefits both in terms of biodiversity and tourism attractiveness. During 2008, it has been developed a monitoring protocol for the priority habitat of the creeping mountain pine and juniper shrubs in Retezat Mountains, aimed at the maintenance of natural processes deployment and elimination, or at least reduction of the factors hindering the deployment of these processes (REPORT 2012, 2013). So, certain direct actions have been supported for

stopping the destructive processes, within a conservative management of the alpine habitats belonging to Retezat National Park (HODOR 2008, REPORT 2012, 2013). The main objective was to improve the conservation management of the alpine habitats in the Retezat Mountains. Onsite activities to halt habitat destruction would be implemented along with a campaign promoting conservation, especially the long-term preservation of the alpine habitats.

The socio-economic changes in Romania apply an increasing pressure over the natural habitats, and urgent measures for the long-term preservation of these values are needed. The complexity of the issues concerning the protected areas and the diversity of approaching the priority habits subject, are essential factors that emphasize the need of implementing restoration activities, in the years to come.

### The biodiversity and specific habitats in the Retezat Mountains

The mountain pines (*Pinus mugo*) are dominant in the Retezat Mountains, spread over the entire subalpine floor, from the upper limit of the spruce forest (*Picea abies*), found at about 1500–1600 meters, up to an altitude of 2300 meters (CANDREA BOZGA 2009, RADU 2004, HODOR 2008). The large hedges covering the subalpine slopes, the mountain pine habitat, are mostly composed of creeping mountain pine (*Pinus mugo*), which grows either alone or associated with other arborescent woody plant species (especially spruce – *Picea abies*) or juniper shrubs (*Juniperus*). Species of the genus rhododendron are widely distributed and are considered alpine native plants. *Rhododendron kotschyi* (*R. myrtifolium*) is found in the Carpathian in forest floor, pine scrub to open moorland on acid and limestone. It can form large stands in the alpine heaths growing along with *Juniperus communis*. Of the numerous species of Rhododendron, this (i.e. *Rhododendron kotschyi*) is the only growing in Retezat Mountains, in alpine and sub-alpine areas, gaps in the mountains or on hillsides.



3. ábra A kúszó törpefenyő (*Pinus mugo*), a boróka (*Juniperus nana*) és a rododendron (*Rhododendron kotschyi*) közös élőhelye a Retezát-hegységben

Figure 3. The mountain pines (*Pinus mugo*), juniper (*Juniperus communis*) and rhododendron (*Rhododendron kotschyi*) common habitat in the Retezat Mountains

Dominant species is the creeping mountain pine, forming very dense shrubberies, with flexible branches, hard to peppered, with or without rhododendron or juniper associations. The mountain pines are found from the upper limit of the spruce forest, up to the contact with the alpine meadows, physio-gnomically characterizing the sub-alpine floor (CANDREA BOZGA 2009, DONIȚĂ et al. 2005, UNTARU et al. 2012). The mountain pines scrubs are becoming compact with increasing altitude, the boundary spruce forests thinning gradually. The clumps of stunted mountain pines and juniper bushes can be found at altitudes far beyond the limit of the compact mountain pines trees, on alpine meadows and rocks. With increasing altitude, the



mountain pines compact thickets are crumbling, making way increasingly for undergrowth's of 30–50 cm height, such as rhododendron (*Rhododendron*). As this is a natural habitat to the upper limit of their forests, they are not required special management measures. In fact, that this type of habitat is very rare, it is recommended to protect themselves.



4. ábra Bozótos kúszó törpefenyő (*Pinus mugo*) és rododendron (*Rhododendron*) társulások a Retezat-hegységben

Figure 4. The mountain pines (*Pinus mugo*) scrubs with rhododendron (*Rhododendron kotschyi*) associations in the Retezat Mountains



5. ábra Boróka (*Juniperus communis*) és rododendron (*Rhododendron*) társulások a Retezat-hegységben

Figure 5. The juniper (*Juniperus sibirica*) scrubs with rhododendron (*Rhododendron kotschyi*) associations in the Retezat Mountains

The mountain pines tree subfloor (between 1700 and 2300 m) is, undoubtedly, interesting in terms of vegetation and landscape in Retezat National Park, consisting of juniper and creeping mountain pine trees, found in clumps or spreading carpets. Clumps can be seen on the northern slopes below 1700 m, as modest shrubs can withstand the climate at altitudes over 2300 m. The largest carpets of mountain pine are spreading between 1700 and 2100 m, as is the case of Drăgșanu Valley's forests and thickets.

The two indigenous species of juniper berries that grow in Romania, are shrubs of small or medium (2 to 3 meters, in the case of *Juniperus communis*, and 0,3 m to 0,5 m, in the case of *Juniperus sibirica*) with dense clump. These species appears often in sub-alpine floor alpine and Carpathian area, especially in Retezat mountains, where they form true dwarfs forests. Species vegetates well even under the most adverse environmental conditions, meeting even on forested cliffs, standing exposed to the wind and bad weather.

### Ecological restoration actions in the Retezat Mountains

Accelerated degradation of natural capital in Romania under the pressure economic development, in particular under the conditions present crisis economic-financial creates countless environmental problems in most protected areas. National and natural parks, nature and scientific reserves and other categories of protected natural areas — and by default

protected species and their habitats — are subject to pressures of all kinds, which result in the reduction and fragmentation of habitats, invasive species, and the threat of species with extinction.

Degraded land imposes such execution of any specific actions for upgrading, consolidation and preparation of the land with a view to planting, as well as the use of certain special procedures for afforestation of hills and going downhill's. Thus, the terraces may be planting seedlings of forest species specific conditions appropriate to the environment of habitat. Forest types of crops which have submitted a good production and have a high efficiency in stopping the excessive erosion of surfaces are the priority habitats of the creeping mountain pine and juniper shrubs.

Research within the research institutes highlights the particularly important role exerted by the forest crops installed on damaged land in the environment protection. As a result of the exercise of the protection of the soil (anti-erosional), these crops constitute a real shield to protect against erosion and substantially reduce the land movements (REPORT 1995, COMIN 2010, CONSTANDACHE et al. 2010).

Stabilization processes of degradation of lands, the progressive restorations, in the meantime, of the land that may have been damaged and the restoring (renaturation) of the forest vegetation effects can be considered to be more important functional exercised forest protection actions. All of these have a resulting that improve and protect the natural environment, and, gradually, under direct effect of forest crop protection, it is the gradual restoration of the ecological balance of areas. Forest vegetation installed on the degraded lands has, therefore, an important role in silencing variations in flow and, by default, to provide for permanent leaks and balanced by increasing the amount of precipitation in the form of snow and the delay in its melting (JORDAN et al. 2003, KISS és ALEXA 2014a).

Research made for the study of the leakage area and soil erosion, in experimental boundaries located in different slope conditions, vegetation and degree of erosion, have implemented submits that, to the excessively eroded afforested land, after the age of 15–20 years of crops, it is carried out a reduction in leakage surface of more than 4 times, as compared with the land erosion active, practically free of vegetation. Forest vegetation makes soil erosion to be much reduced as compared with those of the plots of land which are discovered, in particular in the case torrential floods. Thus, the nearing forms a crucial importance, especially in the case of the downpour floods accompanied by high winds, specifics in the alpine areas. Also, the water retained on the hills and stored in the soil ensures adequate supplies of crops, especially during the drought periods (UNTARU et al. 2008).

The positive effects of the protection forest crop to improve the conditions of vegetation, and implicitly of the soil, have led, particularly in the case of land for the moderate to strongly eroded soils, when the naturally installing of a habitat being friendly environmentally reconstructed. Thus, current concerns and projections for the future by the reconstruction environmental afforestation of degraded land should be intensified, by new ecological activities. Special attention should be given to choice of the afforestation species, taking into account the consistency between specific requirements of the mountain habitat and the environmental conditions.

Two ecological restoration actions have been proposed — the ecological reconstruction of eroded slopes and reforestation of some degraded ecosystems — destroyed areas located within the creeping mountain pine and juniper habitat. The reforestation action has been cancelled, because it was seen the natural regeneration of juniper in the affected areas, while the ecological restoration was made in Drăgșanu Ridge area, on a highly eroded torrent found in the juniper habitat, where a total of 1600 creeping mountain pine seedlings were planted, obtained from seeds collected from the Park, thus stopping the severe soil erosion phenomena over an area of approx. 1,5 ha (REPORT 2008, 2013, KISS és ALEXA 2014a).



The socio-economic changes in Romania apply an increasing pressure over the natural habitats, and urgent measures for the long-term preservation of these values are needed (REPORT 2010). The complexity of the issues concerning the protected areas and the diversity of approaching the priority habitats subject, are essential factors that emphasize the need of implementing restoration activities, in the years to come. Forest landscape restoration provides a complementary framework to sustainable forest management and the ecosystem approach in landscapes where forest loss has caused a decline in the quality of ecosystem services. It doesn't aim to re-establish pristine forest, even if this were possible; rather, it aims to strengthen the resilience of landscapes and thereby keep future management options open.

In the summer of 2007, it was started the destruction of stevia (*Rumex*), and in the subsequent have been started the ecological restoration projects (REPORT 2008, 2013). In the years that followed, direct actions have been taken to restore the valuable alpine habitats belonging to the Park, resulting in the development of pilot projects for ecological restoration of some mountain pine tree habitats. In this regard, for the rehabilitation of some degraded areas in the mountain habitat, a series of actions have been conducted to review the perimeter planted, in soil beds, with 2–3 years old seedlings of creeping mountain pine shrubs originated from natural populations (REPORT 2008, 2013, KISS és ALEXA 2014b).

## Study Case on Renaturation in Retezat National Park

### Brief overview & Motivation

A shorter erosion stage is observed on the northern slope of the mountain, on Drăgșanu Ridge (approx. 1600–1800 m altitude). A land in Retezat Mountains, degraded by overgrazing, located at 1600 m altitude, was strengthened by planting creeping mountain pines and junipers supplied by the Retezat National Park Administration. Thus, a severely damaged forest area in Retezat National Park will be ecologically reconstructed (REPORT 2008, 2013).

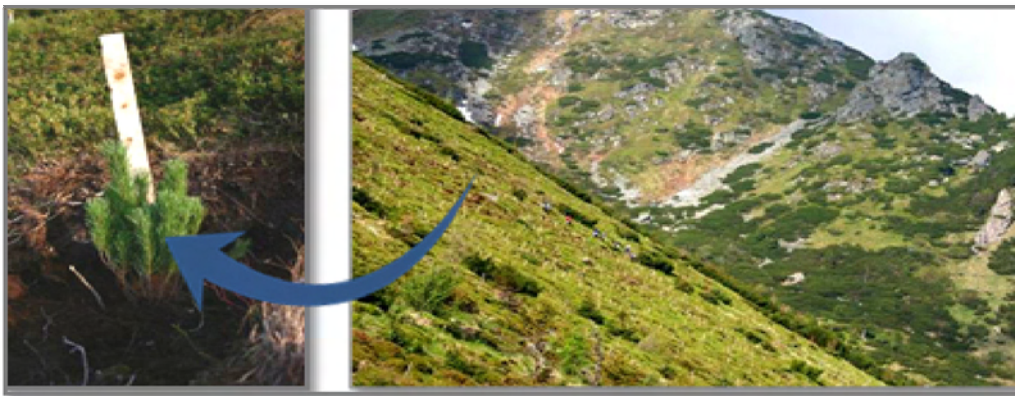
Within the ecological restoration, five tons (1600 seedlings) of creeping mountain pine and juniper seedlings were transported in Retezat National Park by Retezat National Park Administration, for the renaturation of a degraded area. The objective of such ecological restoration is to restore the mountain pine natural habitat in Drăgșanu Ridge area, part of Retezat Mountains, belonging to Retezat National Park, located between 1600 m and 1950 m altitude, on the northern slope of Retezat. In this area, the priority habitat has been destroyed, and the habitat area reduction occurred in the past due to deforestation activities in favor of extending the grasslands, using mountain pine and juniper as firewood by shepherds and tourists, and the intense adjacent grazing (KISS és ALEXA 2014a, 2014b).



6. ábra Túllegeltetés miatt degradált talaj, Retezát-hegység (Dréksán völgy)  
Figure 6. Degraded land by overgrazing in Retezat Mountains (Drăgșanu Valley)

Why was mountain pine and juniper required in Drăgșanu area? There, because of gullies dug by the sheep hooves, strong soil erosion occurred, phenomenon that favored the formation of a torrent. This has resulted in landslides and degradation of the area, and the slope was severely affected. The mountain pine remained only in proportion of about 30% of the area. Because of the tree vegetation disappearance and the steep slope, which in some sections even reached 45°, an avalanche corridor has been formed.

All these led to the need to restore the former natural habitats, recovery consisting of strengthening by planting creeping mountain pine and juniper (seedlings). In these conditions, some ecological terraces have been made, on which creeping mountain pine was planted, for strengthening the soil. The planting of creeping mountain pine seedlings was organized by camps at altitude, with volunteers, with the support of Retezat National Park Administration and the assistance of Deva Forestry Directorate. To be noted that this is only one of the actions conducted within the conservative management activities aiming the alpine habitats of Retezat Național Park. Restoration works would target around 130 ha of valuable alpine habitats, mountain pine (*Pinus mugo*) habitats and alpine wetlands, and soil erosion would be prevented on several locations.



7. ábra Helyreállítási tevékenységek/A csemeték ültetése  
Figure 7. The restoration works/Planting of seedlings

In the last few years, similar actions for the degraded grassland restoration have been started, through the implementation of pilot projects for ecological restoration of some mountain pine habitats. In the Retezat National Park, the reconstruction actions will continue in the coming years, by planting mountain pine and juniper seedlings. Just like before, the planting will be made in compost pits, with 2–3 years old seedlings, supplied by Deva Forestry Directorate, a branch of National Forest Administration, from the nurseries of the Forest Research and Management Institute (ICAS).

### Materials

The plant material consisted of creeping mountain pine and juniper seedlings. The habitat restoration was designed based on the principles of genetics, according to which the planting should be made using seedlings with local provenance. This principle could not be strictly observed in case of creeping mountain pine, as this species, although it's well represented in Retezat Mountains area, is very poor in the affected area (KISS és ALEXA 2014a, 2014b).



8. ábra Törpefenyő (*Pinus mugo*) és boróka (*Juniperus nana*) csemeték  
 Figure 8. The mountain pine (*Pinus mugo*) and juniperus (*Juniperus communis*) seedlings

Therefore, the seedlings were grown in a nursery of the Forest Research and Management Institute, in Sinaia. The mountain pine seedlings of *Pinus mugo* were transported by truck from Sinaia, from the nursery of the Forest Research and Management Institute (ICAS), taken over by a helicopter, and brought in the affected area to be planted on Drăgșanu Ridge, in Retezat National Park.

#### Method of action/Remarks

The plantation at the end of summer in subalpine zones was preferable to the spring one, because the nursery, where the seedlings were produced, is located at about 680–700 m altitude, where the vegetation period usually starts in March. Depending on soil thaw, in the Retezat Mountains area the planting process cannot take place until the second decade of June. Until this time, the seedlings have already achieved a significant growth in nursery, and can be broken during transportation and handling. This is why we opted for planting them in late August.

We must note that the slope, associated with the felt formed by the perennial grass carpet roots and the limestone rock fragments, located at the surface or incorporated into the soil, created particularly difficult working conditions.

The habitat restoration with creeping mountain pine, within Drăgșanu Ridge area, depends on the success of this plantation, located in the subalpine zone on the northern slope of Retezat Mountains. Although the mountain pine seedlings may suffer transmutation stress, it is hoped, however, that at least 75–80% of the seedlings will adapt to the new conditions. In this regard, the creeping mountain pine seedlings are brought from the nursery with a sleeve of ground weighing more than 3 kilograms. Also, to prevent the drying during transmutation due to differences in humidity and temperature, the transportation had to last a period as short as possible. According to the inventory made taking into account the sample areas planted with creeping mountain pine, the median survival of the seedlings was even 90% in the previous years, but the survival rate varied from one area to another.

#### Predictable results

This paper proposes to establish a synthesis of research, protection measures and regeneration initiatives for mountain pine (a priority EU habitat type, bushes with *Pinus mugo* and *Rhododendron myrtifolium*) from inside the Retezat National Park, and also to depict the distribution of this vegetation in the area.

Underlining previous contributions related to structure, functions and regeneration possibilities we would like to argue the necessity to continue them and develop new ones from the perspective of principles and methods of monitoring and ecological management.

(KISS és ALEXA 2014a, 2014b) The current economic conditions and as a result of the actions to promote tourism it is very likely that the pressures due to tourism activity to increase, endangering one of the basic features of Retezat National Park, natural look that wild, as well as specific diversity, genetics and ecosystem.

The long-term predictable results of the ecological restoration with creeping mountain pine, performed for supporting some actions aiming the stoppage of the destructive processes, are:

- prevention of avalanches, floods and soil erosion as a result of solid and liquid precipitation retention by the woody vegetation;
- creating the required conditions for natural regeneration and/or restoration of the creeping mountain pine population;
- provision of food, by means of mountain pine seeds, of some mammals (bear and certain species of small rodents), as well as some birds living in the mountain area;
- organizing a campaign to promote the green conservative concepts, with a special focus on long-term preservation.

In the medium term, the expected outcomes are to create better conditions for the development of woody and herbaceous plants, along with the wild animals, followed by a normal development in the future. This goal is achieved by establishing a control over the factors that previously contributed to the degradation of the ecosystems consisting of plants and wild animals.

In the short term, the predictable results of this ecological restoration are:

- protection and preservation of flora and fauna;
- ecological restoration of creeping mountain pine and juniper habitats by planting in affected and degraded areas;
- creating normal conditions for natural regeneration of the mountain pine, which is going to spread bit by bit in the surrounding areas, so that the creeping mountain pine population will recover.

The research and studies carried out in this area are numerous; they have continuity and tradition, and concern fundamental aspects regarding the biodiversity. For this reason, the maintenance and proper management of this unique national park is a priority. The main objective was to improve the conservation management activities to halt the alpine habitats destruction in the Retezat Mountains would be implemented along with a campaign promoting conservation, especially the long-term preservation of the alpine habitats (KISS és ALEXA 2014a; 2014b).

### **Concluding remarks**

In order to reconstruct and maintain a favorable conservation status of *Pinus mugo*, *Juniperus* and *Rhododendron* mountain habitats and in full compliance with the European legislation and existing national, with the results obtained in other projects which have as their object of study this type of habitats but also with environmental requirements, we proposed the ecological reconstruction by planting in ground beds with young trees, coming from natural populations (nursery).

By ecological restoration of these mountain habitats, it is expected that the surface erosion of the degraded woodlands, previously used for grazing, to be fully stopped in 5–15 years after the execution of afforestation works, in accordance with the afforestation species and the nature and intensity of degradation.

Through the direct effect of the protective afforestations with creeping mountain pines, applied for the ecological reconstruction of these mountain habitats, it is expected a



regeneration in 5–10 years' time of the moderately/highly eroded slopes, and in 8–15 years' time of the very strong/excessively eroded slopes.

Given the scale of action, it is therefore necessary to draw up programs for afforestation by stages and geographical areas, with the needs of seedlings, of labor, effort and financial resources, on the basis of an assessment of the forest surface necessary and the urgency of intervention. The future restoration actions shall consist of re-entry into the soil of specimens affected by winter phenomena, supplemented by compost of previous years' planting areas and planting in addition to young trees and seedlings. The action will be completed at the beginning of the summer months, when will it be maintained either vegetation around young trees planted and will be determined degree of success of planting.

In conclusion, the afforestation of land that may have been damaged, associated with installation of forest curtains, represents one of the most effective measures to protect the environment and ambient to mitigate climate change, through vital functions which the crops forestry exercising them, while at the same time providing resources of renewable materials. The anti-erosional measures, with renaturation character, must be based on wide studies to determine the damaged fields characteristics and to establish the proper species and appropriate technologies for the further afforestation actions.

#### Acknowledgment

We would like to express our great appreciation to the staff of the Retezat National Park's Administration and the Forestry Directorate in Deva, a branch of the National Forest Administration for the valuable and constructive suggestions and proposals during the planning and development of this research work and during the degraded grasslands protective restoration.

#### Literature / References

- CANDREA BOZGA, Ș. B., LAZĂR, G., TUDORAN, G.M., STĂNCIOIU P. T. 2009: Priority forest, sub-alpine and alpine habitats in Romania – Monitoring the conservation status (Habitatelor prioritare alpine, subalpine și forestiere din România – Monitorizarea stării de conservare, in Romanian), Press of Universității Transilvania, Brașov.
- COMIN, F. A. 2010: Ecological Restoration: A Global Challenge, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- CONSTANDACHE, C., BLUJDEA, V., NISTOR S. 2010: Achievements and perspectives on the improvement by afforestation of degraded lands in Romania, Land Degradation and Desertification: Assessment, Mitigation and Remediation, Springer, 547–560.
- DONIȚĂ, N., POPESCU, A., PAUCĂ-COMĂNESCU, M., MIHĂILESCU, S., BIRIȘ, I. A. 2005: Habitats in Romania (Habitatelor din România, in Romanian), Editura Tehnică Silvică, București.
- GREENPEACE 2012: Intact Forest Landscapes, [www.intactforests.org](http://www.intactforests.org).
- HODOR, C. 2008: Priority alpine habitats in Romania – Monitoring plans (Habitatelor prioritare alpine, subalpine și forestiere din România – Planul de monitorizare a habitatului cu tufărișuri cu *Pinus Mugo* și *Rhododendron Myrtifolium* din România, in Romanian), Brasov.
- JORDAN, W. R., GILPIN, M. E., ABER, J. D. 2003: Restoration ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- KISS, I., ALEXA, V. 2014: Ecological restoration of mountain habitats by artificial regeneration – Environmental management protective plans for the protected areas in Romania, Tájökológiai Lapok (Journal of Landscape Ecology), 2, 401–409.
- KISS, I., ALEXA, V. 2014: Renaturation activities of mountain habitats with creeping mountain pine seedlings in Retezat National Park, Annals of F.E.H. – International Journal of Engineering, 4, 353–358.
- RADU, S. 2004: The Retezat, yesterday and today (Retezatul, ieri și azi, in Romanian), Monography Parcului Național Retezat, Retezat National Park's Administration, <http://retezat.ro>.
- REPORT 1995: Technical guidelines for mapping and afforestation of land that may have been damaged (Îndrumări tehnice pentru cartarea și împădurirea terenurilor degradate), Ministerul of Waters, Forests and Environment.
- REPORT 2008: Management Plan of Retezat National Park – Biosphere Reserve, 2009–2013, Retezat National Park's Administration, <http://retezat.ro>.

- REPORT 2009: Conservative management of alpine habitats as a Natura 2000 Site in Retezat National Park (Managementul Conservativ al Habitadelor Alpine ca Sit Natura 2000 in Parcul National Retezat, in Romanian), Proiect NATURA 2000, <http://www.natura2000.ro>.
- REPORT 2010: National strategy to reduce the effects of drought, preventing and combating land degradation and desertification, short-, medium- and long-term (Strategia Națională privind reducerea efectelor secetei, prevenirea și combaterea degradării terenurilor și deșertificării, pe termen scurt, mediu și lung).
- REPORT 2012: Ensure favorable conservation status for priority habitats in Romania (Asigurarea stării favorabile de conservare pentru habitatele prioritare din Romania, in Romanian), Romanian Ministry of Environment, National Agency for Environment Protection (ANPM), <http://www.lifenatura2000.ro>.
- REPORT 2013: Management Plan of Retezat National Park – Biosphere Reserve, 2014–2020, Retezat National Park’s Administration, <http://retezat.ro>.
- UNTARU, E., CONSTANDACHE, C., ROSU, C. 2008: Forest crop effects installed on eroded and sliding land in relation to their trends over time (Efectele culturilor forestiere instalate pe terenuri erodate și alunecătoare în raport cu evoluția acestora în timp), *Silvologie*, vol. VI, Editura Academiei Române, București, 137–168.
- UNTARU, E., CONSTANDACHE, C., NISTOR, S. 2012: Current status and projections for the future in respect environmental reconstruction by afforestation of degraded land in Romania (Starea actuală și proiecții pentru viitor în privința reconstrucției ecologice prin împăduriri a terenurilor degradate din România, in Romanian), *Revista pădurilor*, 128(1), 16–26.

ECOLOGICAL RESTORATION ACTIVITIES FOR LONG-TERM PRESERVATION OF THE ALPINE  
AND SUB-ALPINE HABITATS IN THE RETEZAT NATIONAL PARK

KISS Imre, ALEXA Vasile

A HAVASI ÉS ALHAVASI ÉLŐHELYEK HOSSZÚ-TÁVÚ MEGÓVÁSA ÉRDEKÉBEN VÉGZETT  
ÖKOLÓGIAI HELYREÁLLÍTÁSI TEVÉKENYSÉGEK A RETEYZÁT NEMZETI PARKBAN

**Kulcsszavak:** Retezát hegység, havasi élőhelyek, törpefenyő (*Pinus mugo*), boróka (*Juniperus communis*), rododendron (*Rhododendron kotschy*), élőhely rekonstrukció, mesterséges regenerálódás

**Összefoglalás:** Jelen tanulmány a törpefenyő (*Pinus mugo*), a boróka (*Juniperus communis*) és a rododendron (*Rhododendron kotschy*) közös élőhelyeire fókuszál oly módon, hogy bemutatja a Retezát Nemzeti Park havasi és alhavasi, nem sérült populációinak fenntartási és megőrzési módszereit, valamint a már sérült populációk rekonstrukciós módszereit és konzerváló kezelését is. A természetes és mesterséges regenerációs módszerek közül a leromlott állapotú törpefenyő populációk helyreállítására a csemete ültetvényes regeneráció tűnik az egyetlen elfogadható módszernek, tekintettel arra, hogy a természetes regeneráció bonyolult folyamat és hosszú ideig tart. Az alkalmazandó módszerek helyes kiválasztása érdekében a tanulmány a Romániai Déli-Kárpátokban található Retezát Nemzeti Park egyedülálló természeti tájainak megőrzési terveit is bemutatja, majd a törpefenyő (*Pinus mugo*) és a társult lágú- és fásszárú növényfajok élőhelyeinek leírásával folytatódik. A Retezát Nemzeti Parkban végzett ökológiai helyreállítással kapcsolatos esettanulmány — a törpefenyő és a boróka csemete ültetvényes regeneráció — a módszerek és konkrét eredmények ismertetése mellett a várható eredményeket is előrevetíti, figyelembe véve az elpusztult élőhely mesterséges regenerációjának ökológiai elveit, mint például: beültetett terület, csemeték, csemetenevelés és az ültetés helyére történő szállításuk, valamint a tényleges ültetés.





## VÖRÖSISZAPPAL SZENNYEZETT TALAJ VIZSGÁLATA TENYÉSZEDÉNYEKBE ÉS HASZNOSÍTÁSA FÁSSZÁRÚ ENERGETIKAI ÜLTETVÉNNYEL

KÓNYA Anikó, HEIL Bálint, KOVÁCS Gábor

Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Környezet-és Földtudományi Intézet  
9400 Sopron, Cházár András tér 1., e-mail: konya.aniko@emk.nyme.hu

**Kulcsszavak:** vörösiszap, tenyészvény kísérlet, fajok, energetikai ültetvény

**Összefoglalás:** 2010. október 4-én történt hazánk egyik legnagyobb környezeti katasztrófája, melyben mintegy 1.000.000 m<sup>3</sup> erősen lúgos vörösiszap ömlött ki. A katasztrófa bekövetkezése után helyszíni mintavételeket végeztünk tenyészvény kísérlet bevonásával. Vizsgálatainkban a vörösiszap talajra és a kiválasztott fajokra (akác- *Robinia pseudoacacia*, fehér fűz- *Salix alba* és AF-2 nyár- *Populus x euramericana* AF-2) gyakorolt hatását vizsgáltuk tenyészvény kísérletekkel, valamint szakirodalom és egyszerű adatelemző módszerek segítségével. A kármentesítést követően a telepített fás szárú energetikai ültetvény növekedését elemeztük. A Kormány kármentesítési programjának egyik célja volt a mintegy 1000 ha mezőgazdasági területen alternatív hasznosításként, a fás szárú energetikai ültetvények telepítése. Tenyészvény kísérletünkhöz "kezelt és kezeletlen" talajmintákat alkalmaztunk. Célunk ezzel a vörösiszap szennyező hatásának kimutatása, illetve annak megállapítása volt, hogy mekkora az a szennyezettségi szint, amit a fajok még elviselnek. A talajminták analízise során kimutatható volt, hogy a vörösiszappal szennyezett talajrétegek kémhatása szignifikánsan lúgosabb a szennyezetlen talajrétegtől. Ezenkívül megnövekedett a kicserélhető Na<sup>+</sup> koncentráció és a Na<sup>+</sup>-ion telítettség százaléka. A talaj felszínén erőteljes sókiválás jelent meg a párolgás következményeként. A vörösiszappal szennyezett talaj gyorsan kiszáradt, és részben elszikesedett talajtulajdonságokat vett fel. A Kormány a szennyezett talaj hasznosításának érdekében úgy döntött, hogy először a vörösiszapot kell elszállítani a talaj felszínéről, majd következő lépésként a tápanyag-utánpótlást szükséges megoldani. Kísérletünkben a növényminták tápelem-ellátottsága valamennyi mintánál a szakirodalmi adatok alapján optimális volt. A tenyészvény kísérletek alapján a vizsgált növények növekedési ütemét figyelve arra következtítettünk, hogy a vörösiszapos területek fásítására az akác lenne a legalkalmasabb. A kármentesítést követően pedig a termőhelyi viszonyok vizsgálata után dönthető el a megfelelő faj kiválasztása. A Devecser mellett AF-2 nemesnyárral létrehozott fás szárú energetikai ültetvényben learatott biomassa mennyisége – a felső humuszos szerves anyagban gazdag talajréteg elhordása ellenére is – az első két évben átlagosan elérte a learatott biomassa mennyisége a 7,5 atotonnát hektáronként. A vágás előtti becsült mennyiség 6,2 atotonna/ha-nak adódott.

### Bevezetés

2010. október 4-én bekövetkezett Magyarország egyik legnagyobb környezetszennyezéssel járó ipari katasztrófája: átszakadt a Magyar Alumínium Termelő és Kereskedelmi Zrt. (MAL) területén lévő zagyártó X. számú kazettájának nyugati gátja. A katasztrófa során mintegy 1.000.000 m<sup>3</sup> vörösiszap öntötte el a környező településeket (köztük Devecsert, Kolontárt és Somlóvásárhelyt) és mintegy 1000 ha mezőgazdasági területet (HTTP1).

Az iszappal szennyezett talajt elszállították. A környezeti kár helyreállítása megtörtént. A megtisztított földterületek egyik lehetséges hasznosításaként fás szárú energiaültetvények telepítése is szóba jött. Az ökológiai állapot megfigyelése és a terület regenerálódása ma is tart.

A kármentesítés során a földmunkákat a Mecsekérc Környezetvédelmi Zrt. végezte. A kezdeti időkben a szennyezett termőföldet az élelmiszertermelésből, ide értve a takarmánytermesztést és minden olyan köztes termesztési célt, ami humán-fogyasztást szolgál, ki kellett zárni. Ebből a szempontból is indokolt volt a megváltozott talajviszonyokat elviselő energia- illetve véderdők telepítése.

A talajok megtisztításának és mentesítésének a technológiáját az határozta meg, hogy milyen vastagságban rakódott le a vörösiszap, illetve hogy milyen művelési ágról lehetett beszélni a szennyeződött területen (SZABÓ 2011). Mindezek mellett a környezet

állapotfelmérésére is szükség volt. Számos kutatóhely és egyetem végzett kutatásokat e témával kapcsolatban; köztük a Károly Róbert Főiskola, amely a katasztrófa következtében kiömlött vörösiszap mennyiségét multispektrális légi távérzékelési módszerrel mérte fel. Az adatok gyűjtését légi felvételek készítésével végezték 5 különböző típusú érzékelő alkalmazásával, különböző felbontásokban.

A Főiskola által készített nagyfelbontású digitális képek fontos szerepet játszottak a katasztrófa feltérképezésében, valamint a sérült vörösiszap tározó fizikai állapotának vizsgálatában. Ezen kívül készítettek egy Vörösiszap Réteg Indexet (Red Mud Layer Index), amivel kiszámították a szennyezett területeken lerakódott vörösiszap vastagságát. A számítások eredményeképpen 0–15 cm terjedő vörösiszap vastagságot állapítottak meg. Eredményeikről áradási térképeket is készítettek, melyek segítséget nyújtottak a károsult vegetáció és a vörösiszap-kiporzás feltérképezésében (BURAI et al. 2011).

A lerakódott vörösiszap vastagságának megismerése szükséges lépés volt a kármentesítési feladatok meghatározásához. A szántóterületek vonatkozásában például két típust különítettek el, írja SZABÓ (2011). A néhány centiméter, de biztosan 10 cm alatti vörösiszap-réteget megfelelő művelő eszközök segítségével a talajba keverték. A fennmaradt lúgos kémhatás enyhítésére vagy közömbösítésére, illetve a talaj szerves anyag tartalmának pótlására magas huminsav tartalmú dudarit ásványt (CSICSOR 2010) használtak. A mikrobiális talajélet beindítására, illetve elősegítésére ún. phylazonit baktérium trágyát szórtak ki a talaj felszínére, melynek hatását más egyéb szerves anyagok (pl. szerves trágya, szecsázott szármaradványok) adagolásával segítették elő. Ezeket az anyagokat nehéztárcsával vagy kombinátorral keverték a talajba.

Ahol vastagabban rakódott le a vörösiszap, ott a talaj felszínéről mechanikusan földmunkagépekkel távolították el azt. A szennyezett anyagot a tárolóba visszaszállították, majd deponálták. A talaj további kezelése hasonlóan történt, mint a vékony vörösiszap-réteggel borított területeken (SZABÓ 2011).

Tenyészedény kísérleten keresztül ismertetjük a vörösiszap szennyező hatását a kiválasztott fafajokra és a talajra, illetve meghatározzuk termékenységét befolyásoló szerepét. Munkánk során "kezelt és kezeletlen" talajmintákkal dolgoztunk (laboratóriumi körülmények között) annak érdekében, hogy megállapítsuk mekkora az a szennyezettségi szint, amit a fafajok még elviselnek. Az eredmények bemutatása után megvizsgáljuk a kármentesített mezőgazdasági területen megvalósult fás szárú energetikai ültetvény sikerességét.

### **Anyag és módszer**

Tenyészedény kísérletünkhöz 2010 novemberében mintavételezést végeztünk a katasztrófa helyszínén (1. ábra).

A kísérlethez felhasznált, 20 cm vastagságú talajrétegből származó talajmintát kb. 2 cm vastag vörösiszap szennyezte, melyet 9 db tenyészedénybe töltöttünk úgy, hogy a szántást vagy tárcsázást utánozva a szennyezett talajréteg az edények aljába került, a felszínre pedig a szennyezetlen talajréteg (mint ahogy a kármentesítés során is beforgatták a vörösiszapot a talajba). Ezek lettek a "kezeletlen" talajminták. További 6 db tenyészedénybe olyan talajt tettünk, amelybe különböző koncentrációkban kevertünk vörösiszapot. Így 3 x 2 db tenyészedénybe a homogenizált talajmintákra további 2; 5 és 8 cm vastag vörösiszap került. Ezeket tekintettük a "kezelt" talajmintáknak.



1. ábra A tenyészedény kísérlethez felhasznált talaj mintavételi helye (Forrás: Google Earth, 2014)

Figure 1. The sampling point of the soil used for carrying out the pot experiment (Source: Google Earth, 2014)

A 2 cm vastag vörösiszap szennyezés a tenyészedényünkben megfelelt 18,5%-os tömegarányának, míg az 5 cm-es 41,1%-nak, és a 8 cm pedig 59,3%-os tömegarányának.

Feltételeztük, hogy a vörösiszap térfogat százaléka kb.  $2,0 \text{ g/cm}^3$ , a talajé  $1,0 \text{ g/cm}^3$ , amiből az átlagos térfogattömeg  $1,1 \text{ g/cm}^3$  volt.

A tenyészedényekbe került talajminták laboratóriumi körülmények között szimulálták azt az esetet, amikor a talaj felszínén elterülő vörösiszapot egy sekély szántással a felszínről nagyjából 20 cm-es mélységbe forgatjuk. A terepről behozott talajmintákat ennek megfelelően helyeztük el a tenyészedényekbe. Az alsó felébe került a vörösiszappal szennyezett, de lefordított talajrész, míg a felszínre a mélyebben, korábban az iszapömlés előtt 10–20 cm mélyen elhelyezkedő talaj.

A tenyészedényekbe akác (*Robinia pseudoacacia*), fehér fűz (*Salix alba*) és AF-2 nyár (*Populus x euramericana* AF-2) dugványokat ültettünk, majd a heti növekedési ütemüket figyeltük. Minden héten 300 ml vízzel öntöttük őket, amely vízmennyiség megfelelt a szennyezett terület átlagos csapadékviszonyainak. A száradás ütemének megfelelően a talaj felszínét megbolygattuk, a kialakult felső talajréteget összetörtük.

A talajmintákat 0–10 cm és 10–20 cm-re különválasztva elemeztük. A vizsgálatokat Magyar Szabványok (MSZ-08-0206/2-1978; MSZ-21470-51-83; MSZ-08-0215/1978) szerint végeztük. Minden mintánál a következő méréseket végeztük: talajkémhatás (pH H<sub>2</sub>O), összes só %, CaCO<sub>3</sub> %, savanyúság (hy), Arany-féle kötöttség (K<sub>A</sub>), agyag %, iszap %, finomhomok %, durvahomok %, T-érték és kicserélhető Na<sup>+</sup>.

A növényminták analíziséhez a levélmintákat ledaráltuk, bennük a tápanyag-ellátottságot valamint a Na<sup>+</sup>-ion koncentrációt határoztuk meg. Ezeknél a vizsgálatoknál szintén Magyar Szabvány szerint jártunk el. Az azonos fafajjal beültetett talajokat összekevertük, és így kerültek laboranalízisre. Az eredmények kiértékelését STATISTICA programmal végeztük.

A Devecser 0312/5 hrsz. kármentesített területen, mintegy 3,6 ha-on került sor az első fás szárú energetikai ültetvény telepítésére. A telepítés fafaja az AF-2 nemesnyár (*Populus x euramericana* AF-2) volt, egy 3 x 0,5 m hálózatban. A terület kocsánytalan tölgyes illetve

cseres erdészeti klímában fekszik, az átlagos talajvíz mélység 170 cm, időszakos vízhatású. A talaja karbonátos öntés réti talaj 150 cm termőréteg vastagsággal és vályog fizikai féleséggel. A talajban talajhibát nem találtunk. A fás szárú energetikai ültetvény felmérése során két parcellát vizsgáltunk úgy, hogy kijelöltünk egy 20 m-es szakaszt a kiválasztott sorokban (összesen 8 sor lett felmérve), és meghatároztuk a fák tőkerületét (cm-ben), és megeredési százalékát. A biomassza becslését tőátmérő mérésével végeztük a helyszínen, és a „ $y=0,00001096 \cdot x^3+0,00083985 \cdot x^2-0,00286573 \cdot x$ ” kalibrációs függvény segítségével számoltuk (VÁGVÖLGYI 2013), mivel a legszorosabb kapcsolatot a keletkezett biomasszával ez az állományparaméter mutatja (KOVÁCS és HEIL 2010a, 2010b; KOVÁCS et al. 2010, 2011, 2013). A telepítést követően az első állományfelvételt 6 hónap elteltével, a vegetációs időszak után, míg a második felvételt 18 hónap után, azaz a második vegetációs időszak után került sor.

## Eredmények

### A talajminták analízise

A 9 db ("kezeletlen") talajminta vizsgálati eredményeit az 1. táblázatban mutatjuk be. A 0–10 cm-es réteg vizes kémhatásának átlaga 8,1; minimuma 8,0 és maximuma 8,3 volt, ami egy szűk pH-tartománynak mondható.

	(cm)	Elemszám (N)	Átlag	Szórás	95% -os konfidencia intervallum		Min.	Max.
					Alsó érték	Felső érték		
pH H <sub>2</sub> O	0-10	9	8,1	0,1	8,0	8,2	8,0	8,3
	10-20	9	8,4	0,1	8,3	8,5	8,2	8,5
Összes só %	0-10	1	<0,02	-	-	-	<0,02	<0,02
	10-20	8	0,07	0,1	0,06	0,07	0,05	0,08
CaCO <sub>3</sub> %	0-10	9	16	1	16	17	14	17
	10-20	9	15	2	13	17	11	18
h <sub>y</sub> %	0-10	9	2,33	0,09	2,26	2,40	2,22	2,41
	10-20	9	2,60	1,17	1,70	3,49	2,06	5,69
K <sub>A</sub>	0-10	9	50	1	50	51	50	53
	10-20	9	50	1	49	51	49	53
T-érték (1/z mmol/100 g)	0-10	9	36,5	0,9	35,8	37,2	35,2	37,6
	10-20	9	31,7	1,9	30,3	33,2	28,7	35,6
Kics. Na <sup>+</sup> (1/z mmol/100 g)	0-10	9	2,42	0,40	2,11	2,73	1,80	3,10
	10-20	9	7,76	1,14	3,89	5,64	3,30	6,60
Na <sup>+</sup> % (T-érték %-ban)	0-10	9	6,6	1,1	5,8	7,5	5,0	8,4
	10-20	9	15,1	3,8	12,2	18,0	9,2	21,3

1. táblázat A tenyészedény kísérlet talajmintáinak alapstatisztikái  
Table 1. Basic statistics of the soil samples in pot experiment

A 10–20 cm közötti mélységben, a vörösiszappal szennyezett rétegben a vizes pH átlaga 8,4; míg tartománya 8,2–8,5 értékek között volt. A felső 0–10 cm réteg átlag pH értékei 0,2 pH-egységgel alacsonyabbak voltak. Ez magyarázható azzal is, hogy az öntözés hatására a feltalaj kissé kilúgozódott, illetve mivel az alsó 10–20 cm-es réteg volt a vörösiszappal szennyezett talajfelszín a leforgatás előtt, így az iszap növelte a pH-értékét annak közelében.

Az összes-sótartalom százalék a felső 0–10 cm-ben valamennyi mintában 0,02% alatt volt. A mélyebb, 10–20 cm közötti minták esetében pedig 0,05–0,08% között mozgott. Ez a sótartalom természetesen előforduló talajok esetében gyenge szikességet mutat (STEFANOVITS et al. 2010).

A talaj szénsavas mésztartalma átlagosan a felső 0–10 cm-es rétegben 16% volt, alatta pedig 15%. A szórása is kicsi, ugyanis a legkisebb szénsavas mésztartalom 11%, míg a legmagasabb 18%. A talajra gyakorolt hatásuk, valamint a növényekre gyakorolt élettani hatásuk között nem volt különbség.

A talajok fizikai tulajdonságait, a fizikai talajféleséget a higroszkópos nedvesség (hy%) és az Arany-féle kötöttséggel ( $K_A$ ) vizsgáltuk. A hy% a felső 0–10 cm-es rétegben 2,33%-ot, míg a 10–20 cm-ben 2,60%-ot mutatott, ami részben magyarázható azzal is, hogy a vörösiszap leforgatásával nagyobb mennyiségű abszorbens került a talajba. A legkisebb érték 2,06%, ami alapján a talaj homokos vályog-vályog határán van, míg a legmagasabb érték 5,69%; ami már agyag fizikai féleségre utal (STEFANOVITS et al. 2010). Ez a jelentős eltérés már magyarázható a vörösiszap nagyobb adszorpciós képességével. A statisztikai elemzés alapján azonban a nagy szórás miatt szignifikáns eltérést nem találtunk a két mélység között függetlenül attól, hogy a leforgatott szintben valóban nagyobb mennyiségben volt abszorbens.

A talajszennyezés és elhárítás szempontjából fontos mutató a talajok adszorpciós képessége. A Mehlich-módszerrel (BUZÁS 1983) meghatározott potenciális adszorpciós képesség a talajmintákban jó adszorpciós képességet mutat. A potenciális T-érték 28,7–37,6 1/z mmol/100 g talaj volt (ahol a "z" az adott kation vegyértékét jelölöli). Az egyes vizsgálati eredmények azt mutatják, hogy a feltalaj adszorpciós képessége szignifikánsan nagyobb, mint a 10–20 cm közötti talajrétegé, azonban az eltérés gyakorlati jelentősége kicsi.

A kicserélhető  $Na^+$  a 0–10 cm-ben átlagosan 2,73 1/z mmol/100 g volt, így az 1,80–3,10 1/z mmol/100 g közötti tartományba esett. A 10–20 cm-es rétegben az átlagérték mintegy kétszerese a felső 0–10 cm-es réteg értékének, nevezetesen 5,64 1/z mmol/100 g, ami a 3,30–6,60 1/z mmol/100 g közötti tartományba esett (BUZÁS 1988). A statisztikai vizsgálatok alapján egyértelmű szignifikáns különbség van a két mélység kicserélhető  $Na^+$  koncentráció között, ami a vörösiszap jelenlétével magyarázható. Ugyanez az eset látható a T-érték százalékában kifejezett  $Na^+$ -ion esetén is. A felső szintben átlagosan 6,6%, ami az 5,0–8,4% közötti tartományba esik, jelezvén a többlet  $Na^+$ -iont a talajban. Vörösiszappal nem szennyezett talajok esetében ekkora  $Na^+$ -ion telítettségi százalék csak a valamilyen formában szikességgel rendelkező talajokon fordul elő. A 10–20 cm közötti rétegben az átlagos  $Na^+$ -ion telítettségi százaléka 15,1%, így a 9,2–21,3% értékek közé esik (STEFANOVITS et al. 2010). A maximális értékek már azt mutatják, hogy jelentős a kicserélhető  $Na^+$  koncentráció a talajban, ezért hosszútávon a  $Na^+$ -ionok kedvezőtlen hatása megjelenne, ha a folyamatok nem lennének reverzibilisek. A statisztikai vizsgálatok is egyértelműen mutatják a szignifikáns eltérést a két mélység között, a  $Na^+$ -ion telítettségi százaléka vonatkozásában.

A kísérlet második része tartalmazta a "kezelt" talajmintákat, melyben különböző vastagságú iszaprétegeket kevertünk be a talajba, majd a homogenizálás után növényeket ültettünk bele. Az eltérő mennyiség jelölésére a 2 cm, 5 cm és 8 cm vörösiszap réteg megnevezést használtuk, mivel ennek megfelelően történt a bekeverés (2. táblázat).

Az általunk bekevert, vörösiszappal szennyezett talajmintákban a vizes kémhatás 8,7–8,8 pH értéket mutatott, míg a pH KCl érték egyformán 7,9-es érték volt mindkét szintben. A vörösiszap hatása mindkét mélységben (0–10 cm és 10–20 cm) látható volt, azonban a kilúgozás már éreztette hatását a pH-értékek alakulásában.

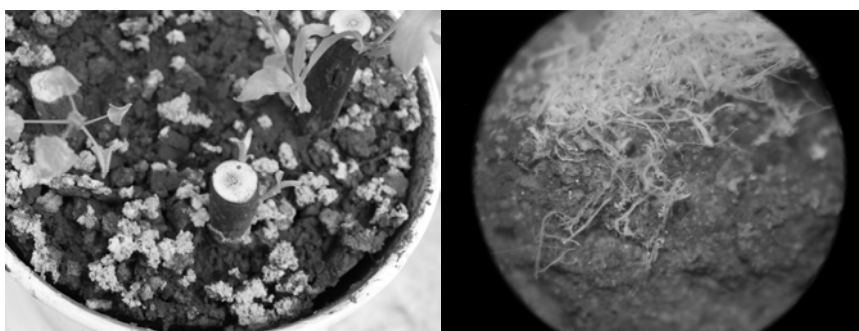
fafaj	Vörös.i.	cm	pH H <sub>2</sub> O	pH KCl	össz.só [%]	CaCO <sub>3</sub> [%]	hy [%]	KA [%]	H%	T érték [1/z*mmol/100 g]	Kics. Na [1/z*mmol/100g]	Na <sub>T</sub> %
10. Akác	2 cm	0-10	8.7	7.9	0.11	17	2.33	50	2.5	35.5	9.98	28
	2 cm	10-20	8.8	7.9	0.09	18	2.32	51	2.5	32.7	9.28	28
12. Akác	5 cm	0-10	8.9	8.2	0.17	15	2.37	50	2.3	33.4	16.76	50
	5 cm	10-20	9.2	8.2	0.06	16	2.18	50	2.4	33.4	11.78	35
14. Akác	8 cm	0-10	9.0	8.3	0.17	17	2.08	57	2.4	32.5	17.66	54
	8 cm	10-20	9.0	8.1	0.07	19	2.10	54	2.5	31.7	12.24	39
11. Nyár	2 cm	0-10	8.5	7.8	0.12	20	2.06	55	2.6	34.6	8.60	25
	2 cm	10-20	8.7	7.8	0.06	16	2.32	50	2.6	33.3	7.93	24
13. Nyár	5 cm	0-10	8.9	8.1	0.14	17	2.19	52	2.3	32.6	13.59	42
	5 cm	10-20	9.0	8.1	0.06	17	2.17	56	2.4	30.8	11.33	37
15. Nyár	8 cm	0-10	9.0	8.2	0.17	17	2.03	57	2.2	29.5	15.85	54
	8 cm	10-20	9.1	8.1	0.07	14	2.15	55	2.1	30.3	12.69	42

2. táblázat A különböző mennyiségű vörösiszap hatása a tenyészedény kísérlet talajainak tulajdonságaira  
Table 2. The effect of the different quantity red sludge to the soil samples in the pot experiment

Az összes sótartalom változása meglepő volt, ugyanis mindegyik mintánál a felső 0–10 cm-es rétegben a 0,11%–0,17% körül mozgott az összes só mennyisége, ami kétszerese az alatta lévő 10–20 cm-es réteg sótartalmának (0,6%–0,7%). Ez a folyamat a kilúgozással ellentétben azt mutatja, hogy a sók a felső szintekben halmozódtak fel inkább, azaz meghatározó volt az öntözési-száradási folyamatokban a vízdoldható sók felső szintek felé történő áramlása. Ezt láttuk a talajok felületén, amikor az öntözést követő napokban a száradás hatására jelentős sókivirágzás indult el (2. ábra). Ez a jelenség főleg a nagyobb tömegarányban bekevert vörösiszappal szennyezett talajmintáknál volt jelentős. A kapott eredményeket laboratóriumi körülmények produkálták.

A szénsavas mésztartalom mennyisége 14–20% között változott. Ez a változás is az eredeti talajbéli különbségek alapján már fennállhatott.

A  $h_y$  2,03%–2,37% értékek között alakult, különbség az eltérő mennyiségű vörösiszapos talajok között volt. Hasonló eredményeket mutat az Arany-féle kötöttség is. Ezzel ellentétben azonban a T-érték, a kicserélhető  $Na^+$  koncentráció valamint a  $Na^+$ -ion telítettségi százaléka alapján is van különbség az egyes kezelések között. Duncan-tesztel vizsgáltuk, hogy mely kezelések között van szignifikáns eltérés. A 2 cm-es vörösiszapos kezelés szignifikánsan kisebb pH-értékeket mutatott a 8,7-es pH-értékekkel, mint az 5 cm-es vagy 8 cm-es vastag kezelés. A pH-értékek mindkét esetben átlagosan 9,0 volt.



2. ábra Sókiválás a talaj felszínén illetve mikroszkóp alatt  
Figure 2. Salt accumulation on the top of the soil and under microscope

Az összes só és szénsavas mésztartalom vonatkozásában nem adódott szignifikáns eltérés. Határozott elkülönülést csak a  $\text{Na}^+$ -ion és a  $\text{Na}^+$ -ion telítettségi százaléka hozott.

A várakozásnak megfelelően a pH-val igen jól korrelálva hasonló eredményeket hozott a kicserélhető  $\text{Na}^+$  is. A 2 cm vastag vörösiszap mellett átlagosan 8,95 1/z mmol/100 g volt a  $\text{Na}^+$ -ionok mennyisége, míg az 5 cm-es kezelés esetén 13,4 1/z mmol/100 g, és a 8 cm-es kezelés esetén 14,6 1/z mmol/100 g.

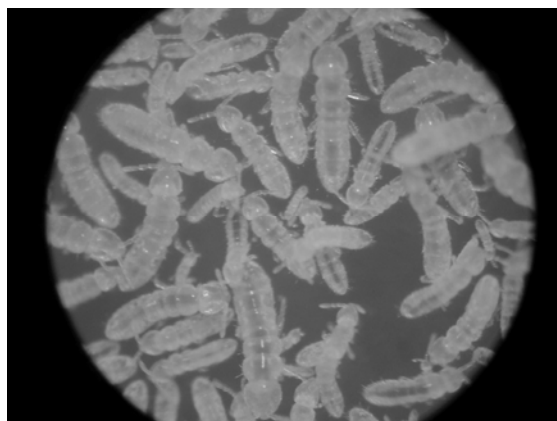
Átlagosan a T-érték százalékában meghatározott kicserélhető  $\text{Na}^+$ -százalék a 2 cm-es vastagságnál 26,3%  $\text{Na}^+$ -ion telítettséget mutatott, míg az 5 cm-es kezelésnél már 41%-ot és a 8 cm-es kezelésnél pedig 47,2%-ot. Ezek az értékek az erősen szikes talajokra jellemzők (STEFANOVITS et al. 2010), melyet a pH is jelez. A kísérlet során tapasztalható, hogy a talajtulajdonságok megváltoztak, a tenyészedényben lévő talajok a szikes talajok tulajdonságait hordozták.

Mikor megmértük a talaj nedvességtartalmát azt tapasztaltuk, hogy annak a 6 db tenyészedénynek, ami plusz vörösiszapot tartalmazott, víz maradt az alján. Ezt összegyűjtöttük, lemértük a mennyiségét, illetve pH értékét és az eredményeket táblázatba foglaltuk (3. táblázat).

Tenyészedény	Víz mennyiség (ml)	pH értéke
10. sz. (18,5% töm. vö.i.)	205	8,4
11. sz. (18,5 % töm. vö.i.)	145	8,6
12. sz. (41,1% töm. vö.i.)	520	8,3
13. sz. (41,4% töm. vö.i.)	275	8,3
14. sz. (59,3% töm. vö.i.)	590	8,3
15. sz. (59,3% töm. vö.i.)	320	8,0

3. táblázat Az edények alján talált víz mennyisége és pH értéke  
Table 3. Amount and pH-value of the water found in the bottom of the pots

Mikroszkóp alatt ezeknek a vízmintáknak a felszínén ugróvillásokat találtunk, melyek emésztőrendszerében tisztán látszott a vörösiszap jelenléte (3. ábra). Az egyre nagyobb mennyiségű öntözővíz átfolyása a tenyészedényekben a megváltozó és romló talajszerkezeti adottságokkal magyarázható.



3. ábra Ugróvillások a vízmintában (Fotó: Kovács Gábor, 2011)  
Figure 3. Insects in the water sample and its chemical reaction (Photo: Gábor Kovács, 2011)

### A növényminták analízise

A tenyészedény kísérlet lebontásakor a talajvizsgálatok mellett sor került a növényanalízisre is. A makrotápelemek közül vizsgáltuk a nitrogént, foszfort és a káliumot, a mezoelemek közül a kalciumot és a magnéziumot, míg nyomelemből a vas-, mangán-, réz- és cinktartalom

meghatározására került sor. A Na<sup>+</sup>-ion tartalom volt vizsgálatunk fő tárgya, miszerint a vörösiszappal szennyezett talajokból a növény mennyi nátriumot épített be a sejtjeibe, és ez hogyan befolyásolta a többi tápelem felvételét, jelentkezhett-e ennek következtében tápelem-ellátottsági zavar. Elégtelen mintamennyiség miatt nem került sor valamennyi tápelem meghatározására, így a nitrogénre sem. Hasonló okok miatt történt kevesebb foszforelemzés is (4. táblázat). A tenyészedényekben a növényi mintavétel idején a tápelemhiányoknak látható jele nem volt. Ez a levelek színe, mérete és fejlettségi állapota alapján mondható el.

	N%	P (g/kg)	K (g/kg)	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Na (mg/kg)
<b>Optimális ellátottság (ULRICH 1990/91, LYR ET AL.)</b>	<b>3,5</b>	<b>18</b>	<b>5-10</b>	<b>4-7</b>	<b>1-2</b>	<b>50-500</b>	<b>50-500</b>	<b>5-12</b>	<b>13-50</b>	<b>-</b>
<b>Akác átlag</b>	-	18,3	27,8	10,6	2,4	379	171	8,9	45,9	462
<b>Nyár átlag</b>	-	23,8	43,5	6,7	2,8	245	123	18,8	122,7	1071
<b>Akác+2 cm vö.i.</b>	-	-	20,9	14,6	3,1	388	201	6,7	31,3	392
<b>Akác+5 cm vö.i.</b>	-	-	28,9	15,0	4,1	642	122	9,1	33,6	1987
<b>Akác+8 cm vö.i.</b>	-	-	40,5	6,4	3,2	355	79	11,6	52,0	938

4. táblázat A növényminták tápelem-tartalmi értékei tenyészedény kísérletben  
Table 4. The nutrient content of the chosen species of trees in the pot experiment

A szántást imitáló tenyészedényekben mintegy 2 cm vörösiszap réteg az edények alján helyezkedett el. A növekedés során a gyökérzet részben kapcsolatba is kerülhetett ezzel a talajréteggel. Ez okozhatta az akác illetve nemesnyár minták közötti különbséget, ami a cink- és a nátriumtartalomban jelentkezett.

Általánosan megállapítható azonban, hogy a szakirodalomban közölt (ULRICH 1990) irodalmi határértékekhez viszonyítva a minták tápelem-tartalma mind az akác, mind pedig a nemesnyár esetében az optimális szintet elérte.

A nemesnyárok kicsit több foszfort tartalmaztak (23,8 g/kg-ot) mint az akác, melyben 18,3 g/kg volt a mennyisége. A kálium-ellátottság ugyancsak optimálisnak nevezhető, mivel a határértéket jelentő 5–10 g/kg-os értéket messze meghaladóan, 43,5 g/kg és 27,8 g/kg-ot mértünk a nemesnyárok illetve az akác esetében. A magnézium-ellátottság szintén optimálisnak tekinthető; 2,4 g/kg és 2,8 g/kg-os értékkel az optimálisnak tartott 1–2 g/kg szinthez képest. Annak ellenére, hogy a talajminták lúgos kémhatásúak voltak, a növénymintákban sem a vas, sem a mangán esetében nem alakult ki tápelemhiány. Mindkét növényfajnál az optimális ellátottsági értékeket mutatták a növényminták eredményei.

A rézre ugyancsak elmondható, hogy az optimális ellátottságot elérte, azonban a nemesnyárokban található réz mennyisége 18,8 mg/kg-os koncentrációt, míg az akác esetén 8,9 mg/kg-os koncentrációt mutatott. Hasonló mondható el a cinktartalomról is, miszerint az optimális határértéket a nemesnyárok cinktartalma jóval meg is haladta, értéke 122,7 mg/kg volt, míg az akác esetén az optimális tartományba esett a mennyisége.

A nátrium nem tartozik a szorosan vett növényi tápelemek közé, azonban a vörösiszap nagy nátrium-telítettsége miatt érdemes vizsgálni, hogy a növények mennyire képesek diszkriminálni a nátrium felvételét egy ilyen közegből. A két faj közötti különbség jelentős



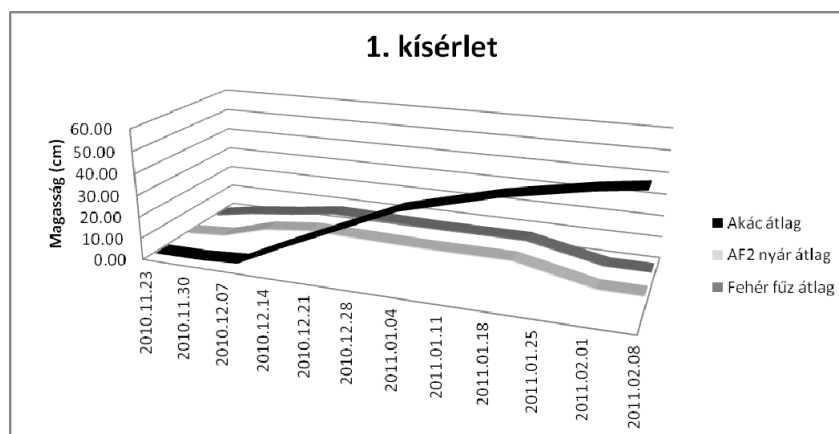
annak ellenére, hogy mindkettő nagy mértékben halmozta fel a nátriumot. Az akácnál 462 mg/kg-os koncentrációt mértünk, míg a nemesnyárak esetén ez az érték 1071 mg/kg. A nemesnyárak ebben a tekintetben vélhetően hasonlóan viselkednek, mint a nehézfémek esetén, ahol az egyes kutatások szerint más fajokhoz vagy növényfajokhoz képest lényegesen nagyobb mennyiséget tudnak felvenni anélkül, hogy az élettani folyamataikat az hátrányosan befolyásolná. Ezért is javasolják a nemesnyárakat többek között a bioremediáció egyik jól alkalmazható eszközének (SCHOLZ 2010).

A kevert talajok esetén, ahol jelentős mennyiségben volt jelen a vörösiszap, ott a fűz és a nyárdugványok egy idő után elpusztultak, az akác csemeték azonban tovább növekedtek. A tenyészedények lebontásakor vett növényminták elemtartalmát tekintve a káliumtartalomban volt szignifikáns különbség, nevezetesen a legnagyobb kezelést kapott (47,2%-os tömegarány) tenyészedényekben kaptuk a legnagyobb káliumtartalmat 40,5 g/kg értékkel. A kalcium ezzel szemben itt volt a legalacsonyabb, a 15,0 g/kg-mal szemben csak 6,4 g/kg-ot mutatott, azonban ez is még az optimális ellátottsági szinten belül mozgott. A kálium-kalcium ionantagonizmusát azonban a mérési eredmények jól mutatják. A magnézium esetén nincs látható különbség a vizsgálati eredmények között. A nyomelemek mennyisége nem mutat tendenciát a kezeléseket figyelembe véve. Eltérő a vas-, mangán-, réz-, és cink mennyisége, de ennek ellenére még mindig az optimális ellátottsági szinthez tartoznak.

A nátriumtartalomban azonban van jelentős különbség az egyes növényminták között. Míg a 2cm-es vastagságú vörösiszapos mintában a nátriumtartalom 392 mg/kg, addig a növekvő vörösiszap mennyiséggel arányosan 983 mg/kg-ra és 1987 mg/kg-ra emelkedett. Végeredményben azonban ez a koncentráció sem okozott mérgezési tüneteket az akácnál. A nátrium mennyisége 1–2 %, eléri a makroelemekre vonatkozó értéket.

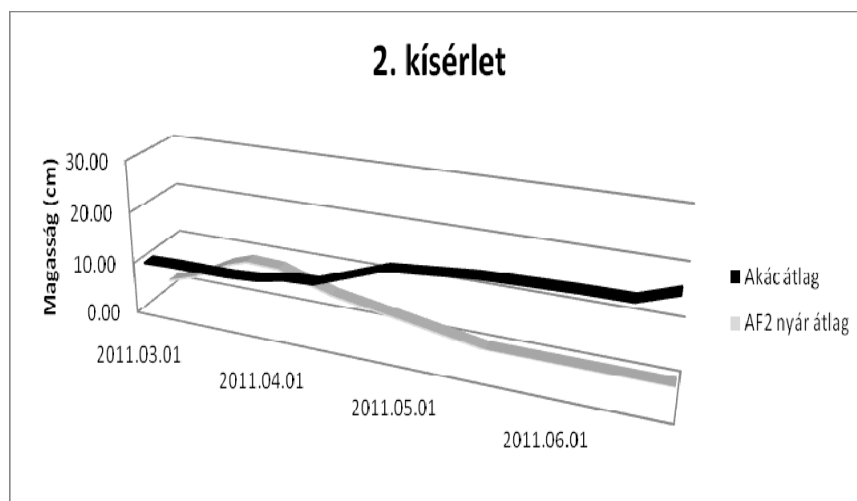
A tenyészedényekbe ültetett fajok közül először a nyár és a fűz dugványok kezdtek el hajtani, az akác gyökeresedése miatt az első levelek később jelentkeztek. Egy tenyészedénybe öt dugványt ültettünk, melyek heti növekedési ütemét tenyészedényenként átlagoltuk.

Az első kísérletünknel (4. ábra) a dugványok január 19-én kezdtek elszáradni, míg végül a fehér fűz teljesen elpusztult, és a nemesnyár dugványok nagy része is erre sorsa jutott.



4. ábra Fajok növekedési ütemének átlaga  
Figure 4. Mean of the growth of the speices of trees

A 10. számú tenyészedényben lévő akác pedig még mindig nem akart megindulni. Ezért került sor egy második kísérletre (5. ábra), amit már csak nemesnyár és akác dugványokkal folytattuk. Az összes nyár dugványt újraültettük új közepes és nagy dugványokkal, az akácokat hagytuk tovább élni.



5. ábra Fafajok növekedési ütemének átlaga  
Figure 5. Mean of the growth of the speices of trees

Néhány nemesnyárnak 43 nap után besárgult a levele és a formája is megváltozott. Volt olyan eset is, ahol még zölden (látszólag épen és egészségesen) lehullottak a levelek. Tavasszal az elszáradt akácokat metszőollóval visszavágtuk. A nemesnyárak úgy tűntek, nem fogják sokáig bírni a vörösiszap hatását, egyre több pusztult el és a leveleik is fodrosodtak. Egy idő után azok a levelek, amik még nem potyogottak le, feketék lettek a kéreggel együtt 59 nap után.

A tenyészedények szétbontása során megállapítottuk, hogy a nemesnyár dugványok alja, ami a vörösiszapos talajba került, elhalt, ott a gyökérképződés nem indult meg.

### Az eredmények megvitatása

Az eredményekből arra következtettünk, hogy a vörösiszap hatása a szántás szimulálásával kimutatható. Szignifikáns különbség adódott a pH-értékekben, a kicserélhető  $\text{Na}^+$ -ion tartalom, valamint a  $\text{Na}^+$ -ion telítettségi százalék között. Az alsó 10–20 cm értékei magasabbak voltak, ahol a vörösiszap nagyobb mennyiségben volt jelen. Mind a felső 0–10 cm-ben, mind pedig az alsó 10–20 cm-ben kimutatható volt a vörösiszap hatása, még ha eltérő mértékben is.

Laboratóriumi körülmények között a sókiválás a felszínen jelentkezett (2. ábra). A sók távozásának, kimosódásának a feltétele a kilúgozási vízháztartás. A felszíni sókiválás a laboratóriumi körülményeknek volt köszönhető (magas hőmérséklet, alacsony páratartalom, megnövekedett párolgás). TÓTH (1972) könyvében olvasható néhány gondolat a szikesek fásításáról. Erdészeti és mezőgazdasági szempontból fontosnak tartja az altalajvíz mélységi elhelyezkedését és sótartalmát, továbbá a talaj kolloidkémiai helyzetét és lúgossági fokát. A szikesek fásításának helyes megtervezése és végrehajtása során figyelembe kell venni a talajok tulajdonságait és a fák ökológiai igényét. Ahol a szikesség alapvető oka a talajokban található nagy sótartalom, mindenekelőtt sótűrő fás növényzet telepítésére kell törekedni.

A talajok szénsavas mésztartalmára, és a fizikai tulajdonságokat mutató értékekre a kezeléseknek nem volt alapvető hatásuk. Eredetileg ezekre a területekre főként réti talajtípusok jellemzőek, de elvétve találni csernozjomokat is. A felhasznált talajtípus réti csernozjom volt. A tenyészedény kísérlet hatására a talajok tulajdonságai a szikes talajok tulajdonságait hordozták bizonyos mértékben. Mivel reverzibilis folyamatokról van szó, ezért kérdés és a továbbiakban vizsgálendő, hogy ez a kedvezőtlen talajtulajdonság időben meddig marad fenn. KALOCSAI (2011) szerint a szennyeződött területen lévő talajok is megváltoztak. A szennyeződés hatására a talajok elszikesedtek. Mindezen kapott eredmények alapján arra

következtethetünk, hogy a vörösiszap hatása kimutatható mind laboratóriumi körülmények (tenyészedény kísérlet), és mind a szennyezett területek vizsgálata során. A kérdés csak az, mivel a folyamat reverzibilis, meddig maradtak volna fenn ezek a különbségek kármentesítés nélkül?

A növényvizsgálati eredményekből megállapítottuk, hogy a három fafaj közül az akác (*Robinia pseudoacacia*) még a legnagyobb, 47,2 tömegszázalékos szennyezés mellett sem mutatott növekedés-gátló tüneteket laboratóriumi körülmények között, heti 10 mm csapadék mellett. A fűz és a nyárak mintegy 220 nap után elpusztultak.

A növényminták tápelem-ellátottsága valamennyi tenyészedényből származó mintánál kielégítő volt, ami azt mutatta, hogy a tápanyag-ellátottsággal összefüggő növekedésük kezdetben a vörösiszap jelenléte mellett is zavartalan volt.

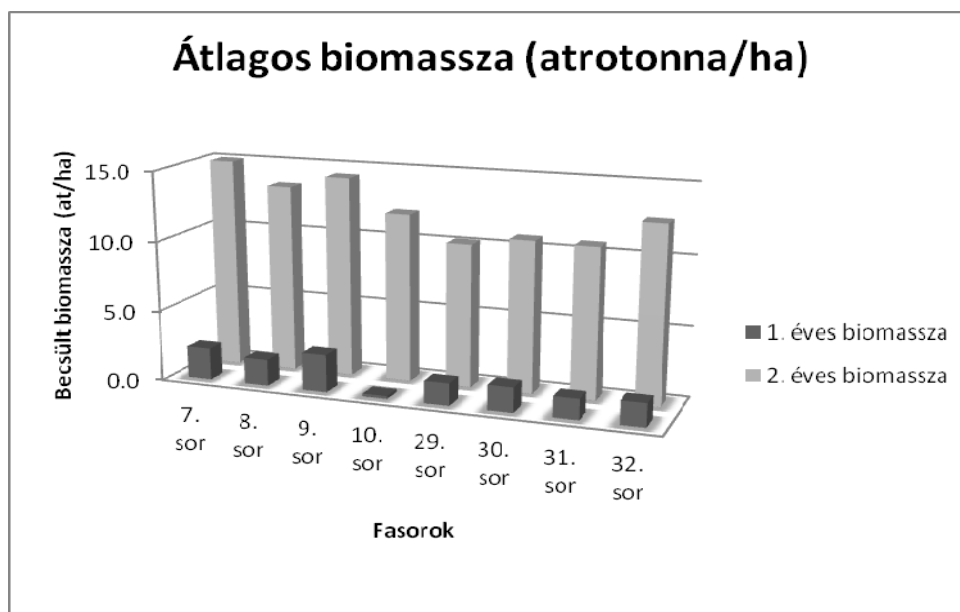
A levélanalízis alapján a nemesnyár (*Populus x euramericana* AF-2) jóval nagyobb mértékben akkumulálta a számára nem releváns nátriumot, mint az akác (*Robinia pseudoacacia*). A rekultivált területen üzemi méretekben létrehozott ültetvény vizsgálatai elsők az azt mutatják, hogy a szennyezett humuszos feltalaj elhordása után, legalábbis a makrotápelemek vonatkozásában, tápelem hiánnyal számolhatunk.

A fafajok növekedési ütemét tekintve az AF-2 nyár (*Populus x euramericana* AF-2) tovább életben maradt, mint a fehér fűz (*Salix alba*), ennek ellenére tapasztaltunk elváltozásokat a fafaj növekedése során (levelek színe és formája, a fakéreg megfeketedett, ahol vörösiszappal érintkezett). A növények növekedési üteme egyben a három fafaj szikes tulajdonságokat hordozó talajokkal szembeni alkalmazkodó képességét is mutatja. Másrészt a különbséget eredményezhette az is, a nemesnyár és fűz gyökér nélküli dugványok voltak, míg az akác gyökeres csemeteként került elültetésre. Itt a kezdeti időszakban, a gyökeresedés első fázisában a nyár és a fűz sokkal érzékenyebben reagált a jelenlévő vörösiszappalra.

A növények növekedési ütemét figyelve arra következtettünk, hogy a vörösiszapos területek fásítására az akác lenne a legalkalmasabb, mivel ez számított a három fafaj közül a legellenállóbbnak a nem kármentesített területeken. A kármentesített területeken, ahol a felső 30 cm elhordásra került, ott ezek a hatások már nem jelentkeztek, így a termőhelyi adottságoknak megfelelően lehetett, pl. fás szárú energetikai ültetvények létrehozásához, fafajt választani.

A 2011-ben telepített 3,6 ha AF-2 nyár vizsgálati eredményei meggyőzően mutatják, hogy már a kezdeti időszakban sem jelentkezett a növekedést befolyásoló kedvezőtlen hatás. Az első évben, amikor a gyökérrendszer kialakulása a meghatározó, a keletkezett biomasza mennyisége átlagosan 1,7 atotonna/ha/év (szórás: 0,7 atotonna/ha/év) volt, a második évben viszont már 12,4 atotonna/ha (szórás: 1,7 atotonna/ha), amely átlagosan megfelel a 6,2 atotonna/ha/év biomasza produkciónak. A növekedés 3,6-szeres (6. ábra). A 2. év után történő betakarítás a becsült 6,2 atotonna/ha/év mennyiséggel szemben 7,5 atotonna/ha/év volt, ami azt mutatja, hogy a becslőfüggvénnyel történő előzetes biomasza meghatározás 18 %-kal alábecsülte a keletkezett mennyiséget. Ezt okozhatja a terület termőhelyi heterogenitása, hiszen a becslési mintaterekkel a teljes terület 0,75 %-át vettük fel. A fafajok megeredési aránya 70–87%-os, ami szakmailag teljes mértékben elfogadott.

Tenyészedény kísérleteink eredményei azt mutatták, hogy a vörösiszappal közvetlenül szennyezett talajokon a fás szárú növények növekedése is gátolt, fafajtól függően eltérő mértékben. A kármentesített talajok tulajdonságai azonban már nem mutattak talajhibát, rajtuk történő fás szárú energetikai ültetvények létrehozása jó alternatív választás volt. A növények fejlődését már a vörösiszap már nem befolyásolta, intenzív, erőteljes növekedés és jó-közepes biomasza produkció jellemző az ültetvényre (7. ábra).



6. ábra A fás szárú energetikai ültetvény átlagos biomassa produkciója két év után  
 Figure 6. Mean of the biomass production of the energetic plants after two years



7. ábra Balra a devecseri két éves AF-2 nemesnyár ültetvény, jobbra az ültetvény aratása  
 Figure 7. The two year-old AF-2 Poplar plantation on the left and its reaping-time on the right

### Köszönetnyilvánítás

Szeretnénk köszönetet mondani a Fehérvári Téglaiipari Kft.-nek a kutatáshoz szükséges anyagi támogatásukért, és a Nyugat-magyarországi Egyetem Termőhelyismerettani Intézeti Tanszék munkatársainak, hogy lehetőséget biztosítottak vizsgálataink elvégzéséhez. A telepített fás szárú energetikai ültetvény felmérését pedig köszönjük Kungli József erdőmérnök hallgatónak.

### Irodalom

- BURAI P., SMALBEGOVIC A., LÉNÁRT CS., BERKE J., TOMOR T., BÍRÓ T. 2011: Preliminary analysis of red mud spill based on aerial imagery. AGD Landscape & Environment 5(1), p. 47–57.
- BUZÁS I. 1983: A növénytáplálás zsebkönyve. Mezőgazdasági kiadó, Budapest, p. 206–211.
- BUZÁS I. 1988: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, p. 6–242.
- CSICSOR J. 2010: Vörösiszap + Dudarit = Van remény a felmérhetetlen bajban? p. 1–3. <http://epiteszforum.hu/vorosiszap-dudarit-van-remeny-a-felmerhetetlen-bajban>.
- KALOCSAI R. 2011: A talajvizsgálati eredmények értelmezése. Tanulmány, Mosonmagyaróvár, p. 1–6.
- KÓNYA A. 2011: Tenyészedény kísérletek vörös iszappal. Szakdolgozat, Sopron, p. 2–66.
- KOVÁCS G., HEIL B. 2010a: vigyázzunk, a kordé nehogy megelőzze a szamarat! Kárenyhítő energiaültetvények. In: Mezőhír, Mezőgazdasági szaklap. 14. évfolyam, nov. dec., pp. 111–113.

- KOVÁCS G., HEIL B. 2010b: Aratás tél végén? Nemes nyár energiaültetvény betakarításának tapasztalatai. In: MEZŐHÍR, MEZŐGAZDASÁGI SZAKLAP. 14. ÉVFOLYAM, JÚNIUS, PP. 107–108.
- KOVÁCS G., HEIL B., MAGYARI CS., GYÓRI T., SZABÓ O. 2010: Fás szárú, kísérleti célú energiaültetvények termőhelyi viszonyai az ültetvények tapasztalatainak függvényében. In: Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói nap, Szolnok konferencia kiadvány.
- KOVÁCS G., HORVÁTH B., VÁGVÖLGYI A., MAGYARI CS. 2011: Megújuló energiaforrásként hasznosítható nemesnyár és akác ültetvényszerű fatermesztése I. In: Östermelő- Gazdálkodók lapja, június-július.
- KOVÁCS G., HEIL B., CZUPY I., VÁGVÖLGYI A. 2013: Fásszárú energia ültetvények termesztés-technológiája. Országos Erdészeti Egyesület 144. Vándorgyűlés, július 12–13., Tata-Pusztavám.
- RUYTERS, S., MERTENS, J., VASSILIEVA, E., DEHANDSCHUTTER, B., POFFIJN, A., SMOLDERS, E. 2011: The Red Mud Accident in Ajka (Hungary): Plant Toxicity and Trace Metal Bioavailability in Red Mud Contaminated Soil. Environmental Science and Technology, p. 6.
- SCHOLZ V. 2010: Umweltverträglichkeit von Pappeln und Weiden im Vergleich mit Anderen Energiepflanzen. Agrarholz, Leibniz-Insitut für Agrartechnik Potsdam-Bornim e. 5. (ATB), p. 1–14.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. 2010: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, p. 279–282., 287–293., 301–303., 308–309, 424–426., 439., 441.
- SZABÓ CS. 2011: A reménytelenségtől a megújulásig, küzdelem a vörösiszappal. Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest, p. 98., 107–115., 127–128.
- TÓTH B., JASSÓ F., LESZTÁK J-NÉ, SZABOLCS I. 1972: Szikések fásítása, Szikes fásítási kutatás és gyakorlat Magyarországon. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 23–24.
- ULRICH B. 1990: Stoffhaushalt von Wald-Ökosystem Bioelement-haushalt. Vorlesungsskript Institut für Bodenkunde und Waldernahrung der Universitat, Göttingen.
- VÁGVÖLGYI A. 2013: Fás szárú energetikai ültetvények helyzete Magyarországon napjainkig; üzemeltetésük, hasznosításuk alternatívái. Doktori Értekezés, NYME, Sopron. [www.greenman.hu](http://www.greenman.hu).

HTTP1: [www.vorosizap.bm.hu](http://www.vorosizap.bm.hu) 2010: A vörösiszap katasztrófa hivatalos honlapja.

## INVESTIGATION OF SOIL POLLUTED WITH RED SLUDGE IN POT EXPERIMENT AND RECLAMATION WITH SRC

A. KÓNYA, B. HEIL, G. KOVÁCS

University of West Hungary, Faculty of Forestry, Institute of Environmental and Earth Sciences  
H-9400 Sopron, Cházár András square 1., e-mail: konya.aniko5@gmail.com

**Keywords:** red sludge, pot experiment, species of trees, SRC

**Abstract:** On the 4th October 2010, one of the largest industrial disaster occurred in Hungary, which caused a large environmental pollution: approximately 1.000.000 m<sup>3</sup> of basic red sludge spilled out. After the disaster we began to carry out field samplings with pot experiment. During our investigation we observed the effects of red sludge on soil and chosen species of trees (*Acacia-Robinia pseudoacacia*, White willow- *Salix alba* and AF-2 Poplar- *Populus x euramericana* AF-2). By doing so, we have carefully analysed the results of our pot experiment by taking into account the existing literature on this matter as well as data analysis methods. Once the remediation has been carried out successfully we began to observe the growth of the planted energetic trees. One of the purposes of the Hungarian Government's remediation program was to plant energy plants to exploit the contaminated farmlands. We have divided our pot experiment into two parts; the first one was focused on 'treated samples of soil' while the second one aimed at observing the 'untreated samples of soil'. That way our goal was to demonstrate the pollution effect of red sludge by analysing the distinct levels of contamination which can be tolerated by the different species of trees. During the analysis of soil samples the chemical reaction was demonstrable in the red sludge polluted soil which was significantly different from the unpolluted soil sample. In addition, the level of exchangeable Na<sup>+</sup>-ion content and Na<sup>+</sup>-saturation percentage have grown as well. We also found a thin layer of salt crystals on the surface of the soil as a consequence of water evaporation. The red sludge polluted soil quickly dried out and showed the properties of salinization. As for Government's Initiative to make use of contaminated soil, the first step was to remove the red sludge from the surface and as a second step, soil nutrients were added to damaged lands. As for our experiment the plant samples have not shown signs of lack of nutrients. By considering the tempo of growth of the selected plants in the pot experiment we can conclude that the *Acacia* will be the fittest tree for the afforestation of areas polluted with red sludge. Once soil remediation as well as the examination of growth conditions are concluded, species of trees being able to adapt to these conditions can be selected. As for the AF-2 poplar, we have observed that its development and capacity to generate biomass showed 7.5 tons at 0% moisture content even two years after hummus with high organic content had been removed.

## NYÍRSÉGI ERDŐTÖMBÖK ÉS KÖRNYEZETÜK TÁJTÖRTÉNETI VIZSGÁLATA

ZAGYVAI Gergely, BARTHA Dénes

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növényteni és Természetvédelmi Intézet, 9400, Sopron  
Bajcsy-Zs. u. 4., e-mail: zagyvai@emk.nyime.hu, bartha@emk.nyime.hu

**Kulcsszavak:** tájtörténet, felszínborítás-változás, erdő-fragmentumok, nyírvizek lecsapolása

**Összefoglalás:** Vizsgálataink során két természetvédelmi szempontból kiemelkedő nyírségi erdőtömbben, a Sóstói-erdőben és a Baktai-erdőben, valamint közvetlen táji környezetükben végeztünk tájtörténeti vizsgálatokat. Digitalizáltuk az első három katonai felmérés azon részeit, melyek a mintaterületet jelentő két táji ablakunkban helyezkedtek el. A vektoros térképállományok alapján a különböző felszínborítási, tájhasználati kategóriák kiterjedési adatai összehasonlíthatóvá váltak. A tájtörténeti kutatásba 20. századi katonai és polgári térképeket, erdészeti üzemtervi térképeket, kéziratos levéltári térképeket és szakirodalmi forrásokat is bevontunk, valamint elemeztük a térképek földrajzi neveinek tájhasználati, felszínborítási vonatkozásait. Az erdőterületek változása két mintaterületünkön eltérően alakult. A sóstói mintaterület erdőborítottsága a 18. század vége óta napjainkig töretlenül nő. A baktai táji ablak esetében az erdők elhelyezkedése és kiterjedése is sokat változott az elmúlt századokban, a mai Baktai-erdő körül mozaikosan elhelyezkedő erdők szinte teljesen eltűntek, majd idegenhonos fafajokkal erdőtelepítésekre került sor az erdő ófehértói részén. Az extenzív gazdálkodást jelentő, az erdőssztyepp vegetációra emlékeztető fás legelők visszaszorultak a baktai mintaterületről. A vizsgált erdőtömböket körülvevő víz és a hagyományos legeltető állattartás által befolyásolt élőhelyek drasztikusan átalakultak mindkét mintaterületen. A vízrendezési munkálatok következményeként a mélyebb fekvésű területek állóvizei, mocsaras, lápos élőhelyei, rétjei a vízparti zonációk elhelyezkedéseinek megfelelően részben egymásba alakultak át, részben a legelőkkel együtt átadták helyüket a szántóknak és az újabb telepítésű erdőknek. A település(ek) közelsége elsősorban a Sóstói-erdő környezetében járult hozzá a beépített területek növekedéséhez és a természetközeli élőhelyek infrastrukturális létesítmények terjeszkedése útján történő fragmentációjához.

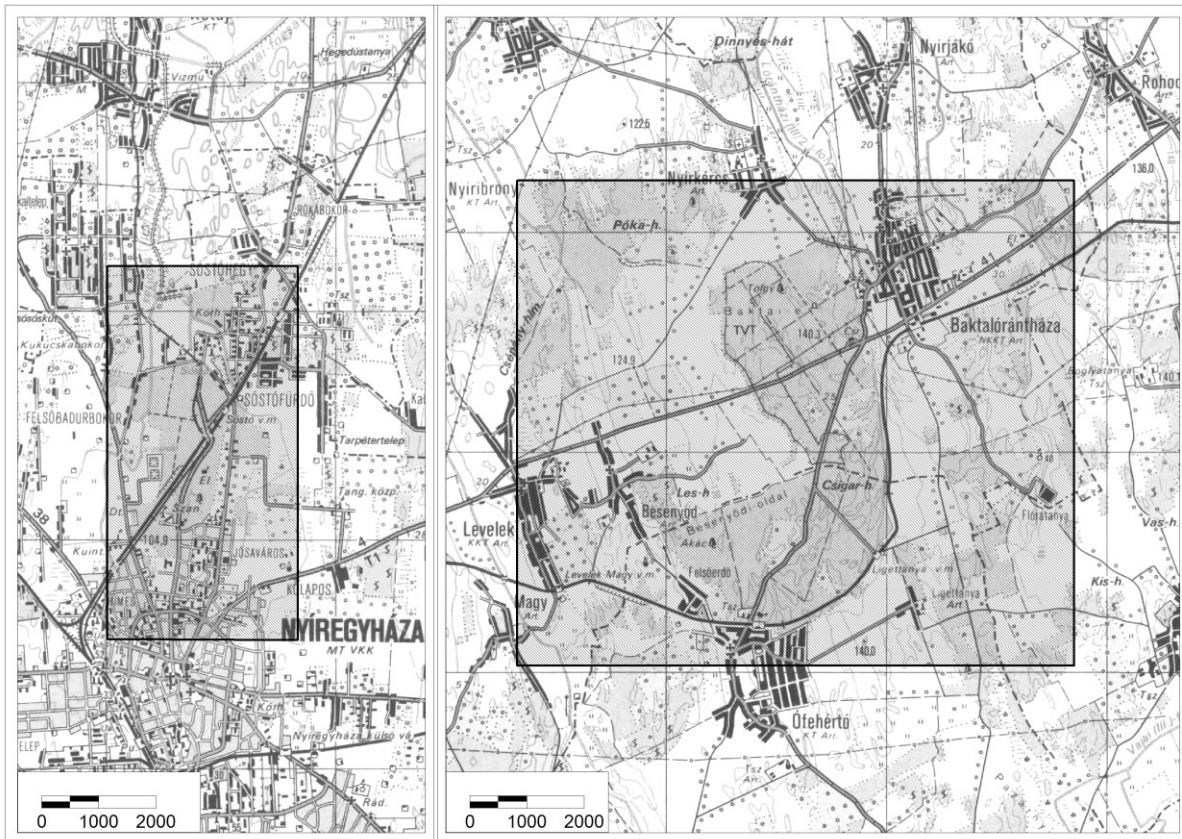
### Bevezetés

A Nyírség homokbuckákkal és buckaközök által meghatározott területét homokpusztákkal, rétlápokkal tarkított erdők borították az ember intenzív tájatalakító tevékenysége előtt. Az erdőtársulások között a homoki tölgyesek domináltak, emellett jelentős volt az alföldi gyertyános-kocsányos tölgyesek, keményfás ligeterdők és láperdők kiterjedése is (ZÓLYOMI 1989). Az egykori vegetációt az emberi tájhasználat drasztikusan átalakította (SOMOGYI 2000). A természetes erdők helyén részben mezőgazdasági területeket, részben tájidegen, adventív fafajokból (pl. akác 55,5%) álló faállományokat találunk (BARTHA et al. 2006, FUISZ 1955). A Baktai- és Sóstói-erdő azok közé a kevés számú nyírségi erdőtömbök közé tartozik, melyek az eredeti vegetáció emlékeként kiemelkedő természetvédelmi jelentőségűek (FAGYAS 2008). A Baktai-erdő gyertyános-kocsányos tölgyesei reliktumként őrzik a holocén mostaninál csapadékosabb, hűvösebb vegetációtörténeti korszakának jellemző növény- és állatfajait. A Sóstói-erdő és közvetlen környezete homoki tölgyes állományai, homoki gyepei és sziki növényzete okán tart számot érdeklődésre és védelemre (BOROS 1932, SOÓ 1937, 1942).

Az egész Nyírség felszínborításával együtt e két említett erdőtömb és táji környezete az utóbbi évszázadokban jelentősen átalakult. A változási tendenciák rámutatnak az egész Nyírségre jellemző tájtörténeti folyamatokra (pl. erdők átalakulása, lecsapolások), de lokálisan érvényesülő hatásokat (pl. város közelsége, rekreációs szerep) is felfedezhetünk.

Célunk a Baktai- és Sóstói-erdő, valamint közvetlen táji környezetük felszínborítás-változásban megnyilvánuló átalakulási folyamatainak minőségi és mennyiségi jellemzése a 18. század végétől a 20. század végéig, térképi források alapján (1. ábra).





1. ábra A nyíregyháza-sóstói és baktai mintaterületek elhelyezkedése  
 Figure 1. Location of sample areas of Nyíregyháza Sóstó and Bakta

### Anyag és módszer

A Baktai-erdő és Sóstói-erdő, valamint táji környezetük felszínborítási, tájhasználati viszonyainak változásait a 18. század végétől követtük nyomon részletesen. Az összehasonlító vizsgálatok fő idősíkjai az I., a II. és a III. katonai felmérések időpontjai. A katonai felmérések georeferált térképszelvényeinek jellemző határvonalait digitalizáltuk, így lehetővé vált az egyes tájhasználati kategóriák területi adatainak pontos kiértékelése, összehasonlítása. A 20. század tájtörténeti változásait az 1950-es és 1980-as évekből rendelkezésre álló katonai és polgári topográfiai térképek alapján követhetjük nyomon. Az első három katonai felmérésből készített tematikus, digitális térképek jelkulcsa közel azonos, az alkalmazott felszínborítási kategóriák botanikai szempontból meglehetősen tágak, azonban az eltérő módszerrel és igényrel készített térképek összehasonlítása csak így lehetséges (1. táblázat). A tájtörténeti vizsgálat során kiemelt fontosságú a korabeli tájhasználat, növényzeti borítás meghatározása, valamint az előbbieket nagymértékben meghatározó egykori vízrajz rekonstrukciója.

A tájtörténeti vizsgálatba bevontuk mindkét erdőtömb tágabb táji környezetét is, így a teljes sóstói kutatási terület 2173 hektárt, a baktai mintaterület 8900 hektárt tesz ki. A sóstói mintaterület döntően Nyíregyháza határában terül el, kis része Kótaj községhez tartozik (ZAGYVAI 2013). A Baktai-erdőhöz kapcsolódó mintaterület Baktalórántháza, Ófehértó, Besenyőd, Levelek, Magy, Kántorjánosi, Nyíribrony, Nyírkércs települések községhatárait érinti (ZAGYVAI 2010).

Kategória	Leírás
Település	Beépített területek, ahol túlnyomórészt családi házak és ezekhez kapcsolódó gazdasági és melléképületek találhatók. Ide sorolhatók a csatlakozó utak, utcák, terek, közök is, valamint a külterületen elhelyezkedő tanyák is.
Kert, szérű	A falusias jellegű településekhez csatlakozó kertek (gyümölcsös, belsőszántó, konyhakert, stb.) és szérűk (külső mezőgazdasági telekrészek). Ide sorolandók a kúriákhoz, kastélyokhoz tartozó parkok is.
Szőlő	Szőlőterületek és a hozzájuk kapcsolódó kisebb gyümölcsösök tartoznak ide.
Gyümölcsös	A szőlőktől határozottabban elváló kis területű gyümölcsösök
Szántó	Szántóföldi művelés területei. Szórványosan előfordulhat benne gyepek, bokros, fás növényzet.
Szántó, legelő	Szántóföldi művelés területei és a szárazabb legelők területei az I. Katonai Felmérés térképén. Szórványosan előfordulhat benne bokros, fás növényzet.
Legelő, száraz gyepek	Főként magasabb térszíneken található gyepek. Fák, cserjék szórványosan előfordulhatnak bennük, jellemzően legelők.
Fás, cserjés legelő	Cserjénövényzettel, és/vagy ritkás fákkal borított területek. Lehetnek tiszta cserjések, vagy cserjegyep-erdő mozaikok, ahol zárt erdőt nem lehet lehatárolni.
Rét	Folyó és patak völgyekben, ártereken előforduló gyepek. Fák és cserjék szórványosan előfordulhatnak, jellemzően kaszálók, száraz időszakban legelők is lehetnek.
Mocsarak, lápok	Vizenyős vagy vízzel borított területek, jellemzően lápok, mocsarak, magassásosok, hínarasok. Ide soroljuk a szegély nélküli patakmedreket is.
Állóvíz	Időszakosan vagy állandóan nyílt vízfelülettel rendelkező tavak, állóvizek.
Erdő	Zárt lombkoronájú erdők

1. táblázat A digitális térképek készítése során alkalmazott felszínborítási kategóriák leírása, részben NAGY (2003) és VIDÉKI (2008) nyomán

Table 1. Description of applied land cover category of digital mapping, partly after NAGY (2003) and VIDÉKI (2008)

## Eredmények és megvitatásuk

### Sóstói-erdő

#### Felszínborítás a 18. század végén (1784)

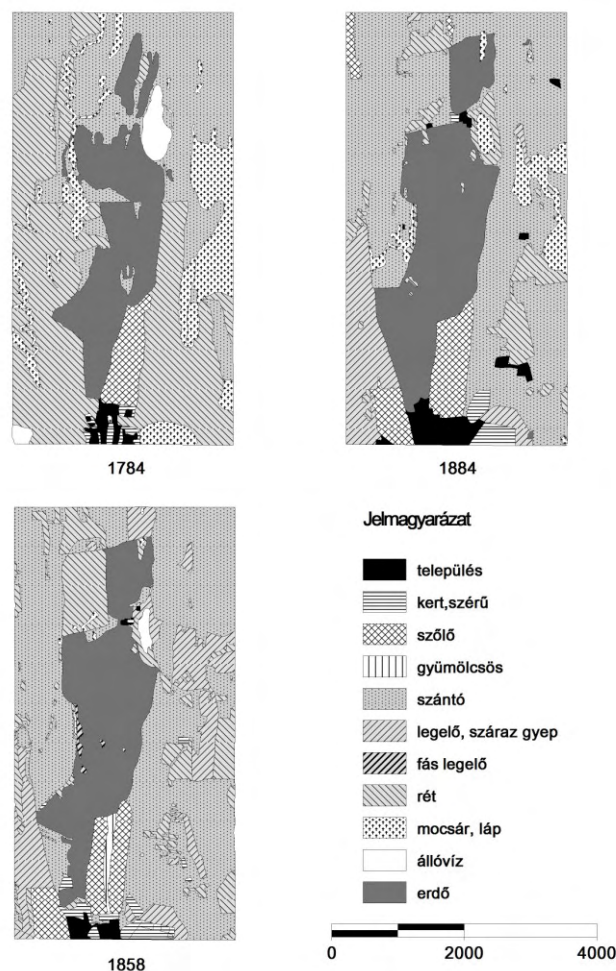
Az I. katonai felmérés az első, a teljes korabeli Magyarországra elkészített térképmű. Bár nincs egységes jelkulcsa, a későbbi felmérésekhez viszonyított kezdetlegesebb készítési módszerei miatt viszonylag pontatlan, mégis óriási jelentőségű információforrás, mivel a Kárpát-medence tájait még a nagy 19. századi nagy tájtalakítások, folyószabályozások előtti helyzetben ábrázolja és teszi összehasonlíthatóvá a mai állapotokkal.

A 18. század végi állapotokat elemezve megállapíthatjuk, hogy a Sóstói-erdő mai területét két évszázaddal ezelőtt is erdők borították. Az I. katonai felméréshez kapcsolódó

országleírás fiatal, sűrű tölgyesről tudósít, melyet vélhetően a korban jellemző módon rövid vágásfordulóval sarjztattak. Az erdőtömbökbe fátlan élőhelyek: rétek, szántók és valószínűleg legelők ékelődtek. Ezek egyike a későbbi Blaha-domb és környéke, mely az 1824-ben, Anton Sperling által készített térképen már erdőként szerepel. Az I. katonai felmérés időpontjában a Sóstói-erdő déli határa Nyíregyháza városához közelebb húzódott, és a későbbi térképek szerint ez az állapot még hosszú ideig így maradt. A magasabb homokbuckák tetején fekvő erdők nyíltabb, ligetes állományokat képeztek. Az 1824-ben Sexty András által készített, az erdő keleti részét ábrázoló térképen a zárt erdőtömbben kisebb réteket is találhatunk (pl. Baszi-kaszálója) (KISS 1932).

Az 1784-es felmérések szerint a nedvesebb, mélyebb fekvésű gyepek, rétek kiterjedése a Sóstói-erdő nyugati és déli környezetében igen jelentős volt. Az eredeti szelvényeken világosbarna felszínnek egy része valószínűleg háromnyomásos gazdálkodással művelt szántó vagy legelő volt. Nem csak a térkép színezésében választható szét nehezen egymástól a szántóföldi és a legeltető használat. A szántókat a betakarítás végeztével, az év későbbi felében és az ugaroltatási esztendőkből is legeltették.

A réteket, szántókat és legelőket a vizsgálati terület egy részén mocsaras, lápos élőhelyek szakították meg. Ezek a mocsarak a Sóstói-erdőtől nyugati irányba eső területen jobbra vízfolyásokat kísérnek, kanyargó, hosszú, keskeny sávokat alkotnak. A vizsgált erdőtömbtől keleti irányban, az I. katonai felmérés szelvénye szerint „Igricz” és „Nagy Teleként” jelzett területek mellett kiterjedt mocsarak húzódtak (2. ábra).



2. ábra A Sóstói-erdő és táji környezetének felszínborítási változásai az első három katonai felmérés alapján  
 Figure 2. Land cover changes in Sóstó Forest and its surroundings after I., II., III. military mapping surveys

Az erdőtömbnek nevet adó Sóstó nyílt, határozott partvonallal rendelkező vízfelületként azonosítható a 18. század végén készített térképen. Mivel a tó vize meglehetősen sekély, időnként, a nyári időszakban részben vagy teljesen kiszáradt. Ilyenkor lehetőség volt a sziksó összesepülésére, melyből a tóparti szódagyárban, üstökben főztek szódát. Az üzem a 18. század végén már biztosan megvolt, a termelés véglegesen 1859-ben szűnt meg (KISS 1932). Ebben a korban Nyíregyházától nyugati irányban rétekkel és mocsarakkal vegyesen, mozaikosan elhelyezkedő tavak húzódtak, melyek közül a Sóstói-erdőhöz legközelebb eső állóvíz partjától nem messze, a belé torkolló patak partján vízimalom is működött. A Sóstói-erdő délnyugati részét a Dessewffy-birtok részeként ábrázoló 1800-as térkép szerint a századfordulón az erdő mellett egy Kenderáztatónak nevezett 6 hold nagyságú halastó is húzódtott.

A Sóstói-erdő délkeleti oldalához simulva, Nyíregyháza településterületével határosan nagy területű (70 ha) „szőlőhegyet” fedezhetünk fel, mely a későbbi térképeken Ószőlőként szerepel. Az erdő környezetének településterületei közül legjelentősebb Nyíregyháza, melynek korabeli utcaszerkezete jól kirajzolódik a térképen. Tégláégetés is folyt a környéken melyről a „Z. O.” (Ziegel Ofen) felirat tanúskodik.

### **Felszínborítás a 19. század közepén (1858)**

A II. katonai felmérés szelvényei a mai Magyarország területére meglehetősen hosszú ideig (1829 és 1866 között) készültek az I. katonai felvételnél lényegesen nagyobb tudományos igényességgel és pontossággal. A méretarány és a szelvények mérete megegyezik az I. katonai felmérésével, a jelkulcsa hasonló ahhoz, de már egységes szabályok szerint készült. A II. katonai felmérés megbízhatóbb, névanyaga, út- és vízrajza, a felszínborítás ábrázolása részletesebb, mint az első felvételé.

Valószínűsíthető, hogy az első két katonai felmérés térképei között észlelhető földhasználati különbségek okai nem kizárólag a megváltozott tájhasználatban keresendők, hanem a jelentősen eltérő térképezési módszertől és jelkulcstól is függenek, így a területi adatok összehasonlítása csak korlátozottan alkalmazható.

A 19. század közepén készített katonai felmérés szerint a mai Sóstói-erdő területét zárt erdők borították, néhány kisebb mocsaras folttal, nedvesebb réttel tarkítva. Az előző katonai felmérésen is látható déli erdőnyúlvány továbbra is megfigyelhető a térképszelvényeken. A faanyagon kívül az erdő a környező vegetációval együtt számos értékes terméket kínált. A vízállásokat halastóként, vályogvető helyként, kenderáztatóként használták. A cserjék ágaiból boronát, bogyóiból festékanyagokat készítettek. Elterjedt volt a nyírfák csapolása, a méhészet, gombászat, cserkéreg-nyerés, makkoltatás, legeltetés és a vadászat. Érdekes szokás volt a csapóvessző-vágás. A szücsök Szent József napján kimentek az erdő Méhes nevű tisztásához, ahol a város engedelmével fejenként 100 db, a bőrök kikészítéséhez szükséges mogyorófavesszőt vághattak. A munka után a városi előkelőségekkel, vendégekkel együtt lakomát ültek és mulatságot tartottak (KISS 1932).

A térképekről leolvasható földhasználati adatok azt mutatják, hogy míg az 1700-as évek végén a rétek, nedvesebb gyepek kiterjedése a vizsgált területen több mint 36% volt, addig a 19. század közepén ez az érték kb. 12% (2. táblázat). Az értékek jelentős csökkenése valószínűleg csak részben köszönhető a földhasználati változásoknak. A megoldás sokkal inkább a két felmérés eltérő módszerében keresendő, mely a rétek mellett a szántók, legelők és mocsarak területének objektív összehasonlítását is nehezíti. A felméréndő területek kategóriákba sorolását a térképezés idején jellemző időjárási viszonyok (pl. magas vagy alacsony vízállás, árvizek) is befolyásolhatták. A térképező tisztek a területeket elsősorban közlekedési szempontból, a katonaság esetleges mozgását befolyásoló aspektusból ítélték

meg és kevésbé botanikai szemszögből. A II. katonai felmérés szelvényei nagyobb legelőket, száraz gyepeket a Sóstói-erdőtömb keleti és délnyugati részén jelölnek (2. ábra).

Kifejezetten mocsaras területeket valószínűleg az előbbiekből említett okokból kevesebbet találtak a II. katonai felmérés idején. A 19. század közepén Sóstót rétek, legelők szegélyezték és már megtalálhatók voltak a fürdő épületei is, melyek közül az első fürdőházat 1826-ban emelték (KISS 1932).

A két felmérés közötti időszakban jelentősen növekedtek a szőlőterületek is. A már korábban meglévő „Ó szőlő” mellett megjelent a Nyíregyházától északnyugtra fekvő „Új szőlő” is, a felszínborítási adatok szerint az említett időszakban a szőlők területe 70 ha-ról 109 ha-ra nőtt a vizsgálati területen. Az „Ó szőlőkön” belül jól elkülöníthetők a szőlőtelkek végén az épületekhez közel húzódó gyümölcsösök, melyek külön kategóriaként jelennek meg tematikus térképünkön.

A II. katonai felmérés térképrajza a településterületek ábrázolása terén is pontosabb elődjénél. A térképen jól elkülöníthetők az épületek által uralt lakóterületek Nyíregyháza központi utcája mentén, a város külső részeire jellemző kertek, a parkok és a temetők.

### **Felszínborítás a 19. század végén (1884)**

A III. katonai felmérés szerint az erdőterületek elhelyezkedése és kiterjedése nem változott jelentősen az előző térképezéshez képest, sőt még kismértékű növekedés is tapasztalható az erdőtömb délnyugati részén, a térképen katonai lőtérként jelölt terület környékén (2. táblázat). 1872-ben készült el az erdőt DNY–ÉK irányban átszelő vasútvonal. A térképen jelölt, a Sóstói-erdő északi tömbjét részben érintő „Himhegy” nevét „hímességéről”, a ligetes faállomány foltos mintázatáról kapta (KISS 1932). A 19. század második felében telepítették be akáccal a buckatetők tisztásait, kőrissel, szillel, tölgygel a részben lecsapolt mocsaras területeket. A III. katonai felméréssel szinte egy időben, 1883-tól kezdődött az erdők üzemterv szerinti rendszeres kezelése (KISS 1932).

Erre az időszakra Nyíregyháza környékén erőteljesebben visszaszorították a nyíresek Szabolcs vármegye északkeleti és déli részéhez képest. 1876–77-re a Sóstói-erdőben csak az Ifjúság-völgyben volt még fellelhető 25–30 nyírfa, melyeket tavasszal megfűrtak és a nyílásba illesztett csövön kicsepegő édes nedvet megitták. Korábban a nyírfák megcsapolása elterjedt erdei használati forma volt (különösen a Nyírség északkeleti és délnyugati részén), a nagy mennyiségben felfogott nyírvizet hordószám árulták a nyíregyházi piacon (KISS 1929, 1932).

Az Újszőlőktől északra az 1858-as térképhez hasonlóan legelők húzódtak, melyekhez kisebb nedvesebb rétek kapcsolódtak a mélyebb területek elhelyezkedésének megfelelően. A mocsaras területek, egyéb legelőterületek, rétek arányai változtak, de elterjedésük, a kategóriák összességét nézve továbbra is a Sóstói-erdőtől keletre eső „Igriczi-rét”, „Kis Lápos” és „Korcsolyás” dűlőkre koncentrált. Sóstótól nyugati irányban helyezkedett el a „Szarvas sziget tó” néven jelölt nedves rét. Az I. és a II. katonai felméréstől eltérően a térkép ebben az időszakban Sóstót mocsaras területeket jellemző mintázattal jelzi. A 19. század második felére csökkent a nyílt vízfelület aránya, miután 1882-ben a tó vizét részben levezették (2. ábra) (KISS 1932).

A szőlők elhelyezkedése a 19. század közepéhez képest lényegében változatlan. A táblázatban látható területi növekedést a kótaji szőlők egy részének vizsgálati területbe történő „belógása” okozza, ami a II. felmérés térképére nem volt jellemző. A különböző korokban, eltérő pontossággal és vetületi rendszerben készített térképek mai vetületi rendszerbe történő „vetítése” során sajnos előfordulnak ehhez hasonló zavaró, de nehezen kiküszöbölhető pontatlanságok.

A településterületek növekedése a III. katonai felmérés idejére részben Nyíregyháza terjeszkedéséből, részben a külterületeken elhelyezkedő tanyák megjelenéséből fakad. Az

egykori tégláégető „Cserépszinként” azonosítható, Sóstótól keletre fekszik a „Mezősi-tanya”, nyugatra a „Takácsy-tanya”, a Sóstói-erdő és a Szarvassziget között az „Orbány-tanya”.

A szőlőtelepítések a III. katonai felmérést követően vettek új és nagy lendületet. A homokos, laza talajon termesztett szőlő ellenállóbb volt a filoxérával szemben, így a nyírségi homok ideális célpont volt új ültetvények létrehozására. Szemléletes adat, hogy Szabolcs vármegye területén az 1890-es években az addigi 5000 hold szőlőterület négy esztendő alatt 17 000 holdra nőtt (BOROVSKY 1900).

Kategória	I. Katonai Felmérés (1784)		II. Katonai Felmérés (1858)		III. Katonai Felmérés (1884)	
	Terület (ha)	Terület-arány (%)	Terület (ha)	Terület-arány (%)	Terület (ha)	Terület-arány (%)
Település	25	1,2	22	1,0	66	3,0
Kert, szérű	14	0,6	45	2,1	32	1,5
Szőlő	70	3,2	109	5,0	140	6,4
Gyümölcsös	-	-	13	0,6	-	-
Szántó	-	-	1038	47,8	1011	46,6
Szántó, legelő	588	27,1	-	-	-	-
Legelő, száraz gyp, fás legelő	-	-	250	11,5	180	8,3
Rét	791	36,4	258	11,9	161	7,4
Mocsár, láp	272	12,5	6	0,3	102	4,7
Állóvíz	40	1,8	9	0,4	-	-
Erdő	371	17,1	421	19,4	479	22,1

2. táblázat Az I., II., III. felmérés felszínborítási adatainak összehasonlítása a Sóstói-erdőben és táji környezetében

Table 2. Comparison of land cover data of I., II., III. military mapping surveys in Sóstó Forest and its landscape environment

## Felszínborítási változások a 20. században

A Sóstói-erdőben és közvetlen környezetében a 20. század jóval nagyobb változásokat hozott, mint az elemzett időszak azt megelőző része. Nyíregyháza jelentősen terjeszkedett az erdő rovására és hasonló folyamatok indultak meg Sóstógyógyfürdő és Sóstóhegy településrészek esetében is. A rendelkezésre álló területi kimutatások szerint csupán 1883 és 1902 között 912 kh-ról 810 kh-ra csökkent az erdő területe. A csökkenés okai közé tartozott a vasút területeinek terjeszkedése, a vasútvonalakat szegélyező tűzvédelmi pászták kialakítása, a Városmajor és az izraelita temető terjeszkedése, valamint Sóstó-fürdő és parkjának nagyobbá válása. Később, főként a század második felében Nyíregyháza szomszédságában az oktatási intézmények, sportlétesítmények (erdei tornapálya, stadion) és egyéb rekreációs célú objektumok (erdei tornapálya, vadspark) foglalták el a Sóstói-erdő déli nyúlványát és a fürdő környéki erdők egy részét. A 20. század második felére az erdők területe, minden addiginál kisebbre, 652 kh-ra csökkent.

Változások történtek az erdő kezelési módjával kapcsolatban is, melyeket 1923-ig 40 éves vágásfordulóval műveltek. Az 1920-as évektől már az irányelvek közé tartozott a makkvetéssel történő szálerdő üzem mód, a felújítógátás és a jelentősen, 100–120 évre növelt vágásforduló alkalmazása az erdőgazdálkodásban (KISS 1932).

A város térhódítása az Új- és Ószőlőkre is kiterjedt. Az első villát az Ószőlőkben Virágh László mérnök építette 1880-ban, de a villaépítés a századforduló környékén érte el csúcspontját, 1932-ben már minden telken állt villa. Az Újszőlőket 1912-ben csatolták a város belterületéhez (KISS 1932). A 20. század közepi állapotokat rögzítő katonai felmérés az

említett szőlőhegyek átalakulásának köztes fázisát mutatja, mikor már a szőlőparcellák közötti utak menti területek beépültek, de még jelentős volt a szőlőművelés. A század 80-as, 90-es éveiben született térképek az említett szőlők teljes megszűnéséről tanúskodnak.

Az 1950-es évekből származó térképen jól látható, hogy a filoxeravészt követő szőlőtelepítéseknek köszönhetően új, nagy kiterjedésű szőlőterület alakult ki Sóstótól nyugati irányban Felsőbadur és északi irányban Sóstóújhegy néven. Ez utóbbi szőlőhegy Sóstófürdővel egybeépülve egyre terjeszkedett, míg a század végére önálló lakóterületté kezdett válni, saját infrastruktúrával és intézményekkel.

Míg a tájtörténeti vizsgálatba bevont terület település- és szőlőterületei növekedtek a 20. században, elsősorban a lecsapolásoknak köszönhetően a gyepterületek és mocsarak aránya csökkent. Az Igriczi-rét lecsapolását a megegyező nevű, 1882-ben épült Igriczi-csatorna, a Szarvassziget-tó megszűnését az Érpataki-főfolyás megépüléséhez köthetjük (KISS 1932). A lecsapolások ellenére az Igriczi-rét egy része máig vizes élőhelynek tekinthető.

Az elmúlt bő három évszázad földhasználat- és felszínborítás adatait elemezve megállapíthatjuk, hogy a Sóstói-erdő és környékének felszínborítási változásait legfőbb tényezőként Nyíregyháza közelsége és folyamatos terjeszkedése határozta meg. A város közvetlen hatása megnyilvánult az erdőterületek fogyatkozásában, új szőlőterületek létrejöttében és a régi szőlőhegyek beépülésében egyaránt. A tájhasználat térbeli mintázatának másik fontos befolyásolója a Nyírség más részeihez hasonlóan azok a vízrendezési, csatornázási munkák voltak, melyek drasztikusan csökkentették a magasabb természetességű vizes élőhelyek, kaszálórét területeit, lehetőséget adva intenzívebb művelési, használati formáknak.

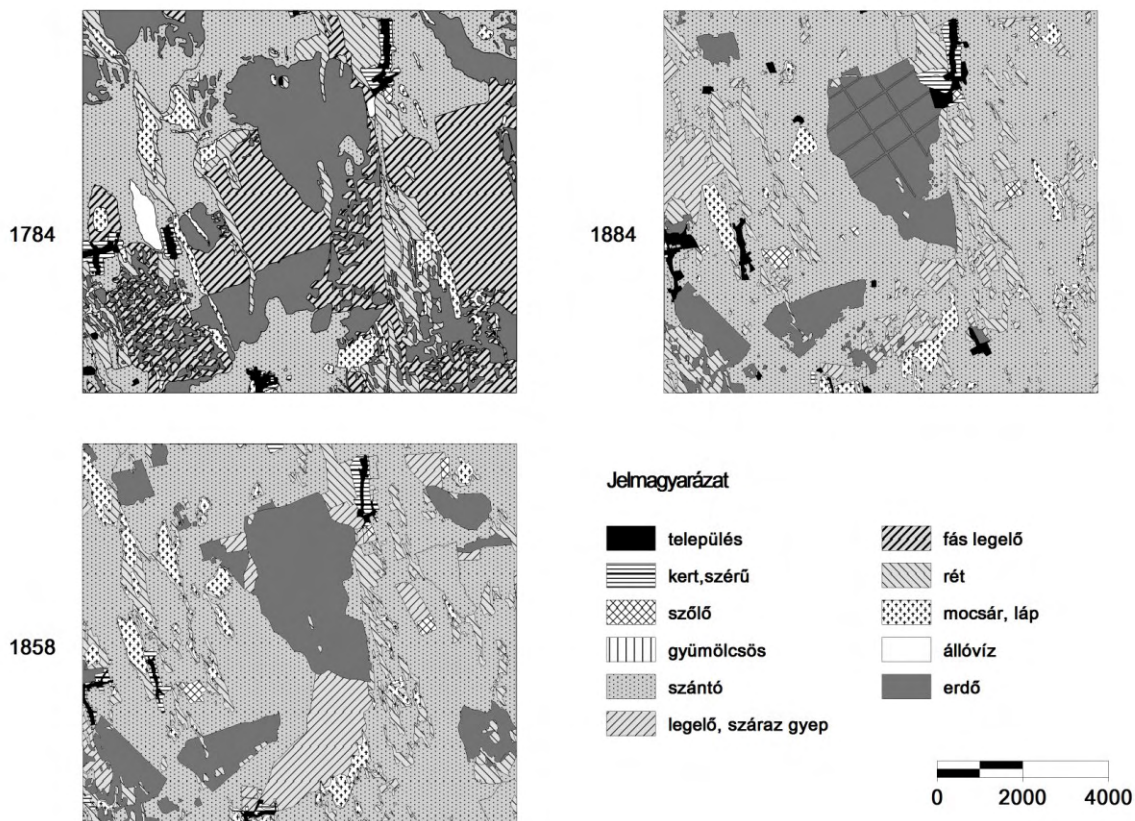
## **Baktai-erdő**

### **Felszínborítás a 18. század végén (1784)**

Az I. katonai felmérés tanúsága szerint ebben az időszakban vizsgálati területünkön az erdők összefüggő tömbben vagy fás legelőkkel mozaikot alkotva fordultak elő. Összefüggő erdők húzódnak a jelenlegi Baktai-erdő északi, Baktalórántházához közel eső részében, Ófehértó és Besenyőd között, Nyíribrony és Nyírkércs határában, valamint Baktalórántházától ÉK-i irányban. Az erdők többi része kisebb foltokban, főként fás, cserjés legelőkkel vegyesen, nyíltabb állományokat alkotva fordultak elő Baktalórántháza és Ófehértó között a mai Baktai-erdő K-i részén. Kántorjánosi és Ófehértó között továbbá Magy, Levelek, Besenyőd és Ófehértó között is azonosíthatunk egy nagyobb területű erdőfoltokkal, facsoportokkal tarkított legelőt. A tájtörténeti vizsgálat által érintett terület csaknem 27%-át borítja kisebb nagyobb mértékben összefüggő, de erdőnek tekinthető fás vegetáció (3. táblázat).

Az előzőekben említett fás, cserjés legelő tájhasználati forma jelentőségét mutatja, hogy kiterjedése, kismértékben ugyan, de meghaladja az erdőkét. A fás, cserjés legelő az előbbiekben ismertetett erdőkkel vegyes formáján kívül önállóan, nagyobb összefüggő kiterjedésben is megtalálható a vizsgált területen a Baktai-erdőtől közvetlenül Ny-i illetve K-i irányban (3. ábra).





3. ábra A Baktai-erdő és táji környezetének felszínborítási változásai az első három katonai felmérés alapján  
 Figure 3. Land cover changes in Bakta Forest and its surroundings after I., II., III. military mapping surveys

A felmérés térképein világosbarna színnel jelölt területek a települések közvetlen közelében szántóföldek. Nagyobb kiterjedésű szántóföldek húzódtak Baktalórántháza és Ófehértó közvetlen közelében és a vizsgálati terület ÉNy-i részén.

A korabeli térképen sárgásbarna színnel jelölték azokat a jelentős kiterjedésű, nedvesebb réteket, melyek hasznosítási módja elsősorban kaszáló, másodsorban legelő volt. Ezek a rétek főként a vízfolyások mentén, jellemzően észak-déli, a homokbuckák elhelyezkedésének megfelelő irányban húzódtak és gyakran mélyebben fekvő tartósabb vízhatás alatt álló mocsarakkal, lápokkal szomszédosak, ezekkel alkotnak egységet. Ezeket a mocsaras lápos területeket számos esetben külön névvel illették. Levelek szomszédságában terült el a „Csotó” nevű mocsár, Besenyődtől északra a „Pajasta” nevű vizenyős terület. A felszín mocsaras, lápos jellegére utal az Ófehértó melletti „Darukút” és a Lorantháza melletti „Degenye” helynév is. Az I. katonai felmérés térképe két állóvizet is jelöl: a Besenyőd mellett fekvő, viszonylag nagy területű szintén „Csotó” és egy kisebb Baktalórántháza mellett létesített malomtavat.

Az elemzett térkép szerint a 18. század végén csak Baktalórántháza mellett néhány ha-os területen termesztettek szőlőt, azonban a Levelektől É-i irányban elterülő szántó, legelő dülő „Szőlőhegy” elnevezése arról tanúskodik, hogy a térkép készítését megelőzően valamikor szőlészettel foglalkoztak ezen a területen.

Az elemzett katonai felmérések településterületei két részre tagolhatók: nyílt beépítésű házakból, utcákból, gazdasági épületekből álló településekre, valamint a falusi házakhoz kapcsolódó kertek, szérűk kategóriájára. Ez utóbbihoz sorolhatók a kúriákhoz, kastélyokhoz tartozó parkok is. Az I. katonai felmérés térképén felismerhető Lorantháza és Bakta (mai Baktalórántháza elődei), valamint Ófehértó, Besenyőd, Levelek, Magy és Kercs (mai

Nyírkércs). Magy mellett két malomhoz és a Baktai-erdő északi részének belsejében egy téglagyártó műhelyhez is kapcsolódnak kisebb településrészek.

### **Felszínborítás a 19. század közepén (1858)**

Valószínűsíthető, hogy az első két katonai felmérés térképei között észlelhető földhasználati különbségek okai nem kizárólag a megváltozott tájhasználatban keresendők, hanem a jelentősen eltérő térképezési módszertől és jelkulcstól is függnnek, így a területi adatok összehasonlítása csak korlátozottan alkalmazható. A 19. század közepére a Baktai-erdő környékének erdőterülete a II. katonai felmérés szerint jelentősen csökkent. A csökkenés főként a korábban fás legelőkkel mozaikot képező erdőfoltokat érintette érzékenyen. Hat fő erdőtömböt különíthetünk el a vizsgálati területen. Legnagyobb és számunkra a legjelentősebb a Baktalórántháza melletti erdő, melynek két része a „Zsidó erdője” és a „Korhány erdő”. A mai Baktai-erdő déli tömbjén belül helyezkedett el az Ófehétó és Besenyőd közötti erdő, melyet már az I. katonai felvétel kapcsán is említettünk. A Levelek melletti „Sijei” területe lazább szerkezetű ligeterdő volt, területe a térkép szerint nedves rétekkel, mocsaras, lápos területekkel, fás legelőket ölel körül. A Baktától K-re fekvő Degenye-mocsár menti tölgyesekben nagy számban makkoltattak sertéseket. Nagyobb erdők találhatóak még Kántorjánositól Ny-i irányban, és Nyíribrony és Nyírkércs határában (3. ábra).

Fás legelő karakteres ábrázolásával mindössze Levelektől és Baktától délre találkozhatunk egy-egy kisebb területen, viszont annál jelentősebb a száraz gyepek, legelők felszínborítása. Az állattenyésztésen belül a juhtenyésztés elsősorban Dégenfeld Imre baktai birtokos nevéhez köthető. A legnagyobb kiterjedésű határozottan legelő hasznosítású földterület a jelenlegi Baktai-erdő déli tömbjének helyén húzódik, azon a területen ahol ma már a fehér akác a domináns fafaj.

A II. katonai felvétel térképei szerint a vizsgálati terület több mint felét világos színnel jelölt fátlan felszín borította. Ezeknek a területeknek a túlnyomó többsége szántóföld, illetve a korabeli gazdálkodási módból következően ugar, parlag volt (3. táblázat).

A nedves rétek, valamint a mocsarak, lápok elhelyezkedése és kiterjedése lényegében megegyezik a I. katonai felmérésen ábrázoltakkal. A 19. század közepéről származó térképeken még szembeötlőbb a két felszínborítási egység összekapcsolódása, zónás elhelyezkedése. A nagyobb mélyedésekben a mocsaras, lápos foltokat, mint például az „Orosz rét”, „Ludas tó”, „Keresztfá rét”, „Farkaslyuk”, „Sár víz”, „Epresmező” majd minden esetben körülveszik a magasabban fekvő, vízzel csak rövidebb ideig borított rétek, kaszálók. A Nyírbaktától D-re fekvő, a partján díszlő vadalmákról elnevezett „Almás” tó, mocsár egy 14. században feljegyzett megegyező nevű falu emlékét őrzi.

A 19. század közepén tovább folytatták a szőlőművelést „Nyirbaktá” közelében, de az előző felmérés óta eltelt időszakban új ültetvények is létesültek Besenyőd határában, a baktai Dégenfeld birtokon és Lorantháza szőlőhegyén.

A nagyobb települések területi elhelyezkedése az első két katonai felmérés térképén megegyezik. A Korhány-erdő déli határában egy csárdát, valamint kisebb majorokat, pusztákat is jelöl a térkép („Pusztá Félegyháza”, „Br. Horváth tanya”, „Gr. Mailáth tanya”, „Papok tanya”).

### **Felszínborítás a 19. század végén (1884)**

A III. katonai felmérés idejére, a 19. század végére tovább csökkent az erdők területe. A Baktai-erdő területén fekvő „Nagy erdő”, „Korhány erdő” és „Besenyőd erdő”, a Nyíribronytól K-re és Levelek határában fekvő „Nagy erdő” változatlanok maradtak, eltűntek viszont a Baktalórántháza és Kántorjánosi közelében húzódó erdőfoltok és helyüket szántók,

legelők, kaszálók, ill. mocsaras, vizenyős területek foglalták el (3. táblázat) (3. ábra). Az erdők irtása, drasztikus visszaszorulása nyírségi és országos szinten is jellemző volt a jobbágyfelszabadítást követő évtizedekben egészen az 1879-ben megszületett erdőtörvényig (BOROVSKY 1900). A 19. század második felében kezdődött az akác népszerűvé válása és térhódítása a térségben. A III. katonai felmérés térképein is látható, hogy birtokhatárokon, utak mentén számos fasor, facsoport létesült, amihez nagyban hozzájárult, hogy ebben az időszakban a Szabolcsmegyei Gazdasági Egyesület több millió akáccsemetét osztott ki ingyenesen vagy jelképes áron (BOROVSKY 1900).

Az erdőterületek csökkenésével párhuzamosan jelentősen növekedett a szántók aránya. Jellemző szántóföldi művelési mód ebben az időben a háromnyomásos gazdálkodás, fekete ugar, zöld ugar és parlagterületek alkalmazásával. Ennek az extenzívnek számító gazdálkodási módszernek a fennmaradása elsősorban a táj sajátos talaj és éghajlati viszonyainak köszönhető. Ebben az időszakban legfontosabb szántóföldi növények a rozs, búza, kukorica, dohány és a burgonya (BOROVSKY 1900).

A 19. század második felében átrendeződött a legelők, száraz gyepek szerkezete, míg az Ófehértótól É-i irányban fekvő legelők területének egy részét felszántották, addig Levelek községtől északra nagyobb legelőterület jelent meg. A legelők túlnyomó többségén szarvasmarhát, kisebb részén lovakat és elsősorban az ófehértói Majláth-birtokon juhokat tartottak (BOROVSKY 1900).

1879-ben jött létre a Nyírvíz-Szabályozó Társulat, melynek célja a buckaközi tavak, mocsarak, lápok vizének levezetése és Tiszába juttatása volt egy összesen 612 km hosszú csatornahálózat segítségével. A „kártékony nyírvizek” lecsapolása a Nyírség területén olyan sikeres volt, hogy 1898-ra az előzőekben szabályozni kívánt terület 50%-a már szántóföldi művelés alatt állt, 40%-a kaszálóvá alakult és csak 5–5%-a maradt nádas illetve mocsár (BOROVSKY 1900).

Vizsgálati területünkön a csatornázásoknak köszönhetően a nedves rétek, valamint a mocsarak, lápok aránya a Baktai-erdő környezetében is csökkent. Megfigyelhető egy jellegzetes átalakulási folyamat a mélyebb területek szárazabbá válása kapcsán: a csatornákkal, árkokkal egyre sűrűbben szabdaltnál a korábbi mocsarak, lápok egy része nedves rétté alakult, a rétek közül jó néhány pedig a száraz gyepek, legelő kategóriába sorolható a III. katonai felmérés térképein. A természetes vizek és ezzel együtt a halászat visszaszorulásával párhuzamosan megnövekedett az intenzív haltenyésztés szerepe, Podmanicky Géza baktai birtokán 22 holdas, Majláth József ófehértói uradalmán 30 holdas pontyot, csukát, kárászt termelő halastó működött a 1890-es évek végén (BOROVSKY 1900).

A III. katonai felmérés idejére kis mértékben növekedett a szőlők kiterjedése, ültetvények létesültek Levelek és Besenyőd határában. A szőlőtelepítések nagyobb arányú fellendülése a térkép készítését követően indult meg. A homokon termesztett szőlő ellenállóbb volt a filoxérával szemben, így a nyírségi homok ideális célpont volt új ültetvények létrehozására. Jellemző adat, hogy Szabolcs vármegye területén az 1890-es években az addigi 5000 hold szőlőterület négy esztendő alatt 17 000 holdra nőtt. A 19. század legvégén Leveleken 50 hold, a baktai Podmanicky-birtokon 7, Majláth József ófehértói birtokán 60 hold szőlőterületet jegyeztek fel. A 19. század utolsó évtizedeiben a Nyírség területén kis mértékben növekedett a gyümölcsösök (kajszi-barack, alma, meggy) területe (BOROVSKY 1900).

Kategória	I. Katonai Felmérés (1784)		II. Katonai Felmérés (1858)		III. Katonai Felmérés (1884)	
	Terület (ha)	Terület- arány (%)	Terület (ha)	Területarány (%)	Terület (ha)	Területarány (%)
Település	100,7	1,1	58,4	0,7	159,9	1,8
Kert, szérű	94,9	1,1	107,0	1,2	61,2	0,7
Szőlő	6,7	0,1	48,1	0,5	58,5	0,7
Szántó	-	-	5031,0	56,5	5659,1	63,6
Szántó, legelő	2363,6	26,6	-	-	-	-
Legelő, száraz gyep	-	-	638,4	7,2	549,0	6,2
Fás, cserjés legelő	2500,5	28,0	53,9	0,6	-	-
Rét	917,9	10,3	933,6	10,5	798,9	9,0
Mocsarak, lápok	470,0	5,3	395,0	4,4	300,2	3,4
Állóvíz	65,6	0,7	-	-	-	-
Erdő	2376,0	26,8	1632,9	18,4	1306,0	14,7

3. táblázat Az I., II., III. felmérés felszínborítási adatainak összehasonlítása a Baktai-erdőben és táji környezetében

Table 3. Comparison of land cover data of I., II., III. military mapping surveys in Bakta Forest and its landscape environment

### Felszínborítási változások a 20. században

A 20. század közepéről, 1952-ből rendelkezésre álló térkép felszínborítás tekintetében már a maihoz hasonló állapotokat mutat. A Baktai-erdő környezetében lévő mély fekvésű mocsarak, lápok, nedves kaszálók nagy többségét sűrűn kiépített csatornahálózat segítségével lecsapolták, szántókká alakították. Megfigyelhető, hogy a térkép úthálózata igazodik a szántóföldi táblákhoz, sűrűn behálózza a tájat. Az Ófehértótól északra fekvő rossz minőségű szántókat, egykori legelőket fehér akáccal, erdeifenyővel, feketefenyővel és egyéb adventív fajokkal telepítették be, így kialakult a Baktai-erdő ma is ismert, jellegzetes alakja. A Baktai-erdőtől keletre is új telepítésű, kisebb területű erdők jelentek meg. A szocializmus időszaka alatt több nagy kiterjedésű nagyüzemi gyümölcsöst is létesítettek.

A rekonstruált természetes vegetációhoz képest jelentősen átalakult a Baktai-erdő területe. Az erdőtömb déli részén elhelyezkedő egykori zárt homoki tölgyesek jelentős része a 18. század végére szinte teljesen eltűnt, helyükön szántókat és legelőket jeleznek a katonai felmérések. A 20. században a homoki tölgyes maradványok, szántók, legelők helyét elsősorban akácok foglalták el, de jelentős a vöröstölgyesek, erdeifenyvesek, feketefenyvesek kiterjedése is, az őshonos fajok állományokat néhány kis kiterjedésű jellegtelen kocsányostölgyes képviseli. Az erdő északi részében, ahol gyertyános- kocsányos tölgyesek jelentik a rekonstruált természetes vegetációt, még napjainkban is az őshonos fajok dominálnak. A Baktai-erdő természetvédelmi, florisztikai értékeinek zöme ehhez a területhez köthető. Az északi erdőrészekben is vannak idegenhonos állományok (nemesnyárasok, vöröstölgyesek, erdeifenyvesek) és egyes erdőrészekben jellemző a tájidegen csertölgy elegyarányának növekedése, valamint a gyertyános-kocsányos tölgyesek eljellegtelenedése (BARTHA et al. 2010).

Összefoglalásként elmondható, hogy a Baktai-erdőben és közvetlen táji környezetében a vizsgált két évszázad alatt a természetességi szempontból értékesebb, a természetes vegetáció elemeit jobban megőrző felszínborítási kategóriák (erdő, mocsár, láp, rét, fás legelő) területei jelentősen visszaszorultak, helyüket nagyrészt az intenzívebb emberi használat jellemezhető mezőgazdasági területek (szántóföldek, nagyüzemi gyümölcsösök) és a tájidegen, adventív fajok uralta erdők vették át.

### Köszönetnyilvánítás

A publikáció a TÁMOP 4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0004 projekt támogatásával készült.

### Irodalom

- BARTHA D., HEIL B., KIRÁLY G., KOVÁCS G. 2010: A termőhelyi és gazdálkodási tényezők változásának kölcsönhatásai és kapcsolata a vegetációval. In: BARTHA D. (szerk.): A Baktai-erdő. NYÍRERDŐ Nyírségi Erdészeti Zrt., Nyíregyháza-Sopron, pp. 347–356.
- BOROS Á. 1932: A Nyírség flórája és növényföldrajza. A Debreceni Honismereti Bizottság Közleménye, pp. 208.
- BOROVSKY S. (szerk.) 1900: Szabolcs vármegye. Apolló Irodalmi és Nyomdai Rt., Budapest.
- BARTHA D., BIDLÓ A., BERKI I., KIRÁLY G., KOLOSZÁR J., MÁTYÁS Cs., VIG P. 2006: Magyarország erdészeti tájai. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest, pp. 154.
- FAGYAS Z. 2008: A Baktalórántházi-erdő Természetvédelmi Terület. In: LENTI I. (szerk.): A természet kincsei Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében, Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Közgyűlés, Nyíregyháza, p. 157–159.
- FUISZ J. 1955: Akácosítás és fenyvesítés a Nyírségben. *Az Erdő*, 4(3): 132–135.
- KISS L. 1929: A nyírvíz. *A földgömb*, 1(1):1–6.
- KISS L. 1932: A Nyíregyházi erdő. *Debreceni Szemle*, 10–12. sz.
- NAGY D. 2003: Tájföldrajzi kutatások a Gömör-Tornai-karszton I. In: BOLDOGH S. (szerk.): Kutatások az Aggteleki Nemzeti Parkban. ANP füzetek II., Jósvafő, pp. 107–143.
- SOMOGYI S. 2000: A 19. századi folyószabályozások és ármentesítések földrajzi és ökológiai hatása Magyarországon. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 302.
- SOÓ R. 1937: Pótlékok nyírségi flórakutatásunk eredményeihez I., *Botanikai Közlemények* 34:33–44.
- SOÓ R. 1942: Pótlékok nyírségi és tiszántúli flórakutatásunk eredményeihez III., *Botanikai Közlemények* 39:45–56.
- VIDÉKI R. 2008: A Bockerek-erdő és környékének tájtörténeti vonatkozásai. In: BARTHA D., VIDÉKI R. (szerk.): A Bockerek-erdő. NYÍRERDŐ Nyírségi Erdészeti Zrt., Nyíregyháza-Sopron, pp. 31–41.
- ZÓLYOMI B. 1989: Természetes növénytakaró. 1: 1 500 000. In: PÉCSI M. (szerk.): Magyarország Nemzeti Atlasza. MTA Földrajztudományi Kutató Intézete. Budapest. p. 89.
- ZAGYVAI G. 2010: A Baktai-erdő és környékének tájtörténeti vonatkozásai. In: BARTHA D. (szerk.): A Baktai-erdő. NYÍRERDŐ Nyírségi Erdészeti Zrt., Nyíregyháza-Sopron, pp. 63–72.
- ZAGYVAI G. 2013: A Sóstói-erdő és környékének tájtörténeti vonatkozásai. In: BARTHA D. (szerk.): A Sóstói-erdő. NYÍRERDŐ Nyírségi Erdészeti Zrt., Nyíregyháza-Sopron, pp. 25–41.

### Felhasznált térképek

Kéziratós térkép, mely a Sóstói-erdő délnyugati részét a Dessewffy-birtok részeként ábrázolja. Készítés ideje: 1800. Forrás: Magyar Nemzeti Levéltár, Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Levéltára. XV-1-T-0318.

Kéziratós térkép a Sóstói-erdő területéről, Készítő: Anton Sperling Készítés ideje: 1824. Forrás: Magyar Nemzeti Levéltár, Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Levéltára. XV-1-T-0234.

Az I. katonai felmérés. Térképszelvényei: 20V-13 (1784), 20V-14 (1784), 20VI-13 (1784), 20VI-14 (1784), 20VII-12 (1784) (1: 28 800), *Hadtörténeti Térképtár*.

A II. katonai felmérés. Térképszelvényei: XLIII-45 (1858), XLIV-45 (1858), XLV-45 (1858) (1: 28 800), *Hadtörténeti Térképtár*.

A III. katonai felmérés. Térképszelvényei: 4867/2 (1884), 4767/4 (1884), 4868/1 (1884), 4868/2 (1884), 4768/3 (1884), 4768/4 (1884) (1: 25 000), *Hadtörténeti Térképtár*.

Katonai felmérés. Felmérés ideje: 1952, Szelvények: L-34-008-A-b, L-34-008-B-d, L-34-009-A-a, L-34-009-A-b, M-34-140-D-d, M-34-141-C-c, M-34-141-C-d (1:25 000), *Hadtörténeti Térképtár*.

Topográfiai térkép, Felmérés ideje: 1990-es évek első fele. Szelvények: 89–412, 89–414, 89–432, 810–314, 810–332, 810–323, 810–341 (1: 10 000), FÖMI.

Erdészeti üzemi térképek és üzemtervek, Baktalórántháza, Ófehértó, 1981, 1990, 2000.

LANDSCAPE HISTORY RESEARCH ON NOTABLE FORESTS AND THEIR SURROUNDINGS IN  
NYÍRSÉG

G. ZAGYVAI, D. BARTHA

University of West Hungary, Institute of Botany and Nature Conservation, H-9400, Sopron Bajcsy-Zs. u. 4., e-mail: zagyvai@emk.nyme.hu, bartha@emk.nyme.hu

**Keywords:** landscape history, land-cover change, forest-fragments, drainage of wetlands

**Abstract:** In this publication we would like to present our results of landscape history assessment of two forest stands and their direct environment in Nyírség. Bakta-forest and Sóstó-forest are remains of original forest habitats in this landscape; hence they have a high significance in aspect of nature conservation. Maps of I., II., III. military surveys were digitalized and land cover categories were identified in two sample landscape windows. Data of surface land cover categories were analysed and compared each other in three time scale. The assessment was based also on military and civil maps from 20<sup>th</sup> century, maps of forest management plans, archive script maps and literature data. Geographic names of maps were also analysed from the point of view of previous land use. We found differences between the surface changes of two sample forests. Forest cover of Sóstó-area had been increased continually since 18<sup>th</sup> century to these days, forests of Bakta-area had transformed especially in composition, position and surface. Mosaic forests around the present Bakta-forest had almost disappeared in early 19<sup>th</sup> century, large adventive tree stands had been planted in south part of Bakta-forest. Extensive wooded pastures of Bakta-area, which are similar to original steppic wood vegetation, had been also decreased radically in 19<sup>th</sup> century. Habitats influenced by water and traditional grazing had transformed considerably in both sample areas. Still water surfaces, marshes, wetlands, wet meadows had changed to each other because of change of water bank zones, or transformed to arable and new planted forests similar to most pastures. Built-up area of Sóstó had expanded; natural habitats had been fragmented by infrastructural facilities because of nearness of town.

## KANYARULATFEJLŐDÉS SAJÁTOSSÁGAI ÉS ANTROPOGÉN HATÁSOK VIZSGÁLATA KÉT DRÁVAI KANYARULAT PÉLDÁJÁN

KISS Tímea, ANDRÁSI Gábor

Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék  
6722 Szeged, Egyetem u. 2-6. e-mail: kisstimi@gmail.com, andgab86@gmail.com

**Kulcsszavak:** Dráva, kanyarulatfejlődés, övzátóny épülés, parthátrálás, dendro-geomorfológia, vízerőmű,

**Összefoglalás:** A Dráva nagy eséssel és bőséges fenékhordalékkal rendelkezik, így a medre is dinamikus formálódik. Ezért a vízrendszert érő (antropogén) hatásokra gyors és látványos hidro-morfológiai válaszokat adhat. Célunk a Dráván található két kanyarulat fejlődésének (partépülés és hátrálás) és az azt befolyásoló indirekt antropogén tevékenység hatásainak a vizsgálata, geoinformatikai és dendrológiai eszközökkel. A vizsgált kanyarulatokban leszűkült a meder (22-28%-al), amely összefüggésbe hozható a horvátországi vízerőművek vízszintcsökkentő hatásával. A horvát erőművek üzemelése előtti (1975) években még a gyakori árvizek és a jelentősebb közepes vizek építették az övzátóny-felszíneket. Azonban a cakoveci (1982), majd a Donja Dubrava-i (1989) vízerőművek felépítését követően a vízszintek 0,3-0,75 méterrel lecsökkentek. Ennek hatására viszont már inkább a zátonyfelszínek szárazulattá válásával növekedett az övzátóny-felszín kiterjedése. Ezek pedig beerdősültek és szigetekké vagy a parthoz simuló övzátóny-sorokká alakultak át. A kavicszátonyok átfurmálódása azonban nem egyenletesen ment végbe, ugyanis előfordultak olyan évek, amikor jelentős kiterjedésű térszínek stabilizálódtak. Például 1994-1998 között a vizsgált kanyarulatok zátonyfelszínének 14-21 %-án telepedett meg az erdő, vagy 2002-2004-ben, a 8,5-11 %-án. A partépülés ütemét a partererózió is követte. Vizsgálataink szerint a parthátrálás mértékét nagyban befolyásolják az erodálódó partszakasz tulajdonságai (hossz, magasság, sodorvonnallal bezárt szög), illetve a vízerőművek vízjárás módosító hatása miatt elmaradó árvizek is. Mindkét vizsgált kanyarulatra jellemző, hogy fejlődésükben alapvető szerepet játszanak a zátonyfejekből képződő szigetmagok. Ezeket fejlődésük kezdeti időszakában még átfolyás választja el a stabilizált felszínű övzátóny-sortól, de később ezek az átfolyások feltöltődnek vagy a vízszintek lecsökkennek, és így a szigetek hozzáfornak az övzátónyokhoz. Mindezekkel egyidőben a zátonyfejekhez egyre nagyobb kiterjedésű kavicszátonyok is kapcsolódnak. Az övzátóny-felszín épülése folyásirányban lefelé és oldalra is jellemző, amit jelentősen befolyásol a sodorvonal helyzete is. Ahogy a kanyarulat egyre fejlettebbé válik, az övzátóny-felszín középső szakasza kezd dinamikus épülésbe. Ilyenkor a folyásirány felőli felső része már pusztul, míg folyásirányba lefelé épül, ezért lefelé halad a kanyarulat.

### Bevezetés

A folyókanyarulatok fejlődése a belső ív övzátóny-felszínének épülése és a külső ív partereróziója révén valósul meg, amelyek együttesen határozzák meg a kanyarulat vándorlásának ütemét és térbeliségét (HICKIN 1974, MALIK 2005). A partererózió és a belső ív épülése függ a hidrológiai tényezőktől, mivel egy árhullám jelentős munkavégző képességgel rendelkezhet, és felhalmozhatja az övzátóny anyagát és elszállíthatja a partererózióból származó anyagot, illetve a sodorvonal helyzetétől és annak parttal bezárt szögétől. Ezen túl a partereróziót jelentősen befolyásolja a pusztuló part hossza, magassága és anyaga is (Morisawa 1985, BLANKA és KISS 2011). Az övzátóny-felszín övzátóny-sorokból épülnek fel (HICKIN 1974) és minél fiatalabb egy övzátóny, azaz minél közelebb van az aktív mederhez, annál alacsonyabb és annál finomabb anyag építi fel, mivel a sodorvonal egyre távolabbra tolódik (HUPP és SIMON 1991). A megfelelően nedves, emberi és hidrológiai zavaró tényezőktől védett övzátóny-felszíneken megtelepedhetnek a lágyszárú, majd a fásszárú növények, melyek közül a legmeghatározóbbak a fűz- és nyárfafélék (NOBLE 1979, SCOTT et al. 1996, KOLLMAN et al. 1999). Az új felszíneket a csemeték már közvetlenül a nagyvizek után elfoglalják, és ha 1-3 évig elmaradnak az árvizek és a kisvizek válnak meghatározóvá, akkor a fák stabilizálják a felszínt (SCOTT et al. 1996, SIPOS és KISS 2001).

Az övzátóny-sorokon folyásirányban lefelé, illetve a magasabb és öregebb övzátónytól az alacsonyabb felé, azaz oldalirányban haladva is egyre fiatalabb fák fordulnak elő (EVERITT



1968). Az adott felszínen jelen lévő legidősebb fa korából következtetni lehet a felszín minimum korára (MALIK 2005), míg a fák kora alapján megrajzolt izokron vonalak futásából a kanyarulat-fejlődés térbeliségére (EVERITT 1968). Azonban a zátonyfelszíneken nem biztos, hogy abban az évben telepedik meg a növényzet, amikor a zátony kialakul, hanem akkor, amikor a középvíz szintje fölé emelkedik (BLANKA et al. 2006). Amennyiben egy folyón tartósan kisvizek fordulnak elő és a nagyobb árvizek elmaradnak – ahogy ez a Dráván is bekövetkezett –, akkor már az alacsonyabb zátonyfelszíneken is megtelepedhet a fás szárú növényzet (SZABÓ 2005, BLANKA és KISS 2006). Az övzátony-felszíneken lévő erdők pedig az ártéri élőhelyek fontos elemeiként is funkcionálnak (SZABÓ et al. 2004a), így a folyók mentén húzódó ökológiai hálózat szerves részét képezik.

A medrüket és az árterüket intenzíven formáló folyók évtizedekre visszanyúló vizsgálatára alkalmas a dendrológia módszere (ALESTALO 1971, SCHWEINGRUBER 1989). Ennek alapja, hogy az évgűrűk vastagsága és sejtszerkezete utal a folyó hidrológiai viszonyaira (pl. az árvizek előfordulásának idejére és magasságára), az újonnan létrejött zátonyfelszín korára (HUPP és SIMON 1991, GRYNÆUS et al. 1994, BLANKA et al. 2006), a vertikális ártérfeltöltődés ütemére (GOTTESFELD és GOTTESFELD 1990), illetve a folyóvízi szigetek kialakulására és fejlődésére (SIPOS és KISS 2003). A dendrológia segítségével a légi- vagy űrfelvételeknél jobb időbeli felbontásban (éves-évszakos) vizsgálhatóak bizonyos fluviális eróziós és akkumulációs folyamatok (NANSON és BEACH 1977, KISS és SIPOS 2009). A dinamikus pusztuló külső ívek hosszútávú fejlődésének meghatározására már sokkal inkább alkalmasak a különböző térképi és légifotó állományok, illetve a geodéziai módszerek (BLANKA és KISS 2011, MICHALKOVÁ et al. 2011).

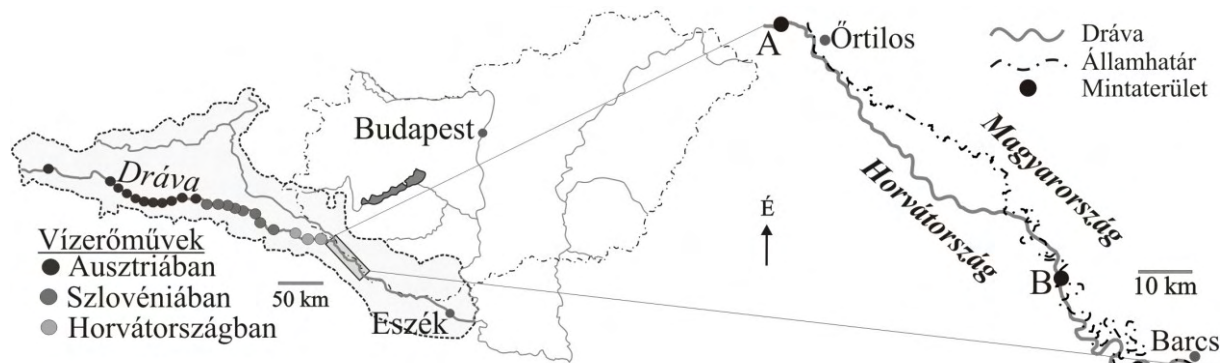
A Dráva vízjárását az elmúlt száz évben jelentősen átalakították a felső szakaszán épült vízerőművek, amely hatására a meder is új fejlődési irányt vett fel. A kutatásban célunk annak feltárása, hogy hogyan változott a Dráván a kanyarulatok fejlődése, és hogy ezt milyen tényezők befolyásolták. A kutatás eredményei az élőhely-kezelés gyakorlata során is felhasználhatók, hiszen a sikeres ártér-rehabilitációhoz elengedhetetlen a hidrológia, a formakincs és a növényzet együttes ismerete.

### Anyag és módszer

A Dráva a Tiroli-Alpokban ered és a teljes vízgyűjtő területe 40489 km<sup>2</sup>. A közepes vízhozama Őrtilosnál 488 m<sup>3</sup>/s, a dunai torkolatnál pedig már 653 m<sup>3</sup>/s. Az esése Őrtilosnál 40-50 cm/km, mely Barcsnál 20-25 cm/km-re mérséklődik és a torkolatnál már csak 5-6 cm (MANTUÁNO 1974, HORVÁTH 2002). A folyó az Őrtilos környéki szakaszon kavicsos hordalékot szállít, majd Barcs alatt már a homok válik dominánssá (VARGA 2002).

Az első emberi beavatkozások a 18. századig vezethetők vissza, mikor megkezdték az alsó szakasz kanyarulatainak átvágását, majd a 20. században ezt kiegészítették partbiztosítások és terelőművek építésével (GYÖRGY és BURIÁN 2005). Ezek főleg a Barcs alatti szakaszon (0-154 fkm) jellemzőek, míg a Donja Dubrava és Barcs közötti szakaszon (154-241fkm) csak kevés szabályozási műtárgyat építettek a mederbe, így ez a szakasz szabadabban fejlődhet. A 20. század folyamán a Drávát átalakító meghatározó antropogén hatásnak a felső szakaszt érintő vízerőmű építés (22 db) tekinthető. Az alsó hármat Horvátországban építették (1975, 1982 és 1989), és ezek alapvetően megváltoztatták a Dráva hidro-morfológiáját (BONACCI és OSKORUS 2008). A legelső, Donja Dubrava-i (1989) vízerőmű hatására az őrtilosi szelvényben a csúcsra járatás miatt naponta 1-1,5 méteres vízszintingadozás is megfigyelhető, mely Barcsnál napi 0,5-0,7 méterre mérséklődik (HORVÁTH 2002, KISS és ANDRÁSI 2011). A Dráva hordalékháztartását is befolyásolják az erőművek, amelyek mögött lerakódik a hordalék jelentős része (28%) (BONACCI és OSKORUS 2008), ráadásul a mederben erőteljes kavicsbányászat is zajlott az Őrtilos-Barcs közötti szakaszon a 20. sz. végén (HORVÁTH 2002).

A kutatás során a Donja Dubrava (241-240 fkm) és Bolhó melletti (185-184 fkm) kanyarulatok fejlődését elemeztük (1. ábra). Azért ezekre a kanyarulatokra esett a választásunk, mert a Donja Dubrava-i kanyarulat csupán 7 km-re található a legelső vízerőműtől és ez tekinthető az erőművek alatti szakasz legfelső olyan kanyarulatának, amely direkt mederszabályozás nélkül, közel természetesen fejlődik. A vízerőműhöz való közelsége miatt ezt érintik leginkább a vízerőmű által generált napi „mini árhullámok, ugyanakkor az 56 km-rel lejjebb lévő bolhói kanyarulatban már kisebb mértékben hatnak. A bolhói kanyarulat külső ívének középső részén partbiztosítás található (kb. 160 m hosszan), mely miatt a külső ív eróziója jelentősen lelassult. Ugyanakkor a bolhói kanyarulat fejlődését befolyásolhatta az 1995-2011 között zajló intenzív kavicsbányászat is.



1. ábra A Donja Dubrava-i (A: É 46 18,450; K 16 50,150) és a bolhói (B: É 46 2,328; K 17 15,719) mintaterületek elhelyezkedése a Dráva alsó szakaszán

Figure 1. The Donja Dubrava (A: N 46 18.450; E 16 50.150) and Bolhó (B: N 46 2.328; E 17 15.719) study areas are located on the downstream section of the Dráva River.

A folyóvízi felszínformák alakulását elsődlegesen a vízjárás határozza meg. Ezért a kanyarulatok fejlődését a vízállásokkal együtt elemeztük. Ehhez az örtilosi vízmérce (235,9 fkm) 1958 és 2013 közötti reggeli vízállás adatait használtuk fel, mivel ez a vízmérce fekszik legközelebb a vízerőművekhez. A [www.vizadat.hu](http://www.vizadat.hu)-ról és a DDVIZIG-től származó adatsor alapján elemeztük az éves kis (KV), közepes (KöV) és nagyvízszinteket (NV), illetve a mederkitöltő vízszintet (240 cm) meghaladó árvizes napok számát. Mivel ezek az adatok elfedik az erőművek által generált „mini” árhullámokat, a napi vízállásváltozásokat is megvizsgáltuk, hiszen a vízszintingás nagysága alapvetően meghatározza a partpusztulás mértékét. Ehhez az elemzéshez kiválasztottunk egy olyan évet (1973) amikor még nem voltak vízerőművek a folyó horvát szakaszán, illetve a horvát erőművek üzembe lépése utáni második éveket (1977, 1984 és 1991). Az összehasonlításhoz szeptemberből ragadtunk ki egy-egy három hetes, egyenletes vízállású időszakot.

A mintaterületeken a meder változásait a horvát topográfiai térképek (1977-79: M=1:25000; 1980-1982: M=1:5000; 2003: M=1:25000) és légifotók (2011: M=1:5000) alapján szerkesztett tematikus térképek felhasználásával értékeltük. (A továbbiakban az egyszerűség kedvéért a felvételezések utolsó évét használjuk.) A térképeket és légifotókat ArcGIS 10 szoftverrel geo-korrigáltuk EOVS koordinátarendszerbe. A térképeken megmértük a legnagyobb ( $W_{max}$ ) és legkisebb ( $W_{min}$ ) szélességét a medernek, illetve a vízfelszín területét, a középvonal hosszát, melyekből kiszámítottuk az átlagos szélességet ( $W_{atl}$ ).

Az övzátóny-felszínekről geomorfológia térképeket készítettünk terepbejárásaink során. A térképeken feltüntettük az övzátonyokat, a közöttük lévő átfolyásokat és sarlólaposokat, az árvizek által lerakott friss hordalékkal borított homokfodros zátonyfelszíneket, a formák határait jelölő tereplépcsőket, az aktív övzátóny kavicsfelszínét, illetve a növényzettel borított terület határát. A belső ív épülését dendrológiai módszerrel állapítottuk meg. A bötűzést szel-

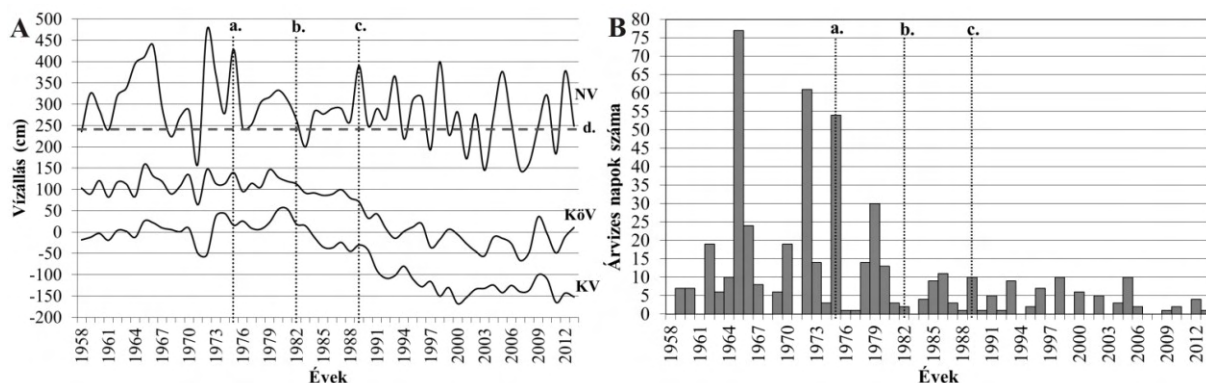
vények mentén végeztük az övzátóny-sorokra merőlegesen és azok gerincvonalai mentén. A mintavételkor az adott állomány legvastagabb, így valószínűsíthetően legidősebb fáit mintáztuk meg. A begyűjtött 153 db famintát, LEICA S4E sztereómikroszkóppal elemeztük 6,3-30-szoros nagyítás alatt. A fák korát és pontos helyzetét felhasználva izokron térképeket készítettünk az övzátóny-felzáról, amelyek a geomorfológiai térképpel összevetve tükrözik az övzátóny felszárnek épülésének ütemét. Fontos megemlíteni, hogy az átfolyásokban és a mélyebben fekvő felszárneken is lehetnek fák, azonban ezek jóval később, a felszár feltöltődése után telepedhettek csak meg.

A parthátrálás ütemének meghatározásához a már említett térképes állományokat használtuk fel, illetve ezt kiegészítettük Topcon RTK GPS-es felmérésekkel (2011-2013). Az egyes időszakokban az elmosott partanyag mennyiségét ( $m^3/év$ ) az erodált terület nagyságának ( $m^2$ ) és a partfal átlagos magasságának szorzatából számítottuk ki.

## Eredmények

### A jellemző vízszintek és az árvizes napok számának alakulása Órtilosnál

A vizsgált időszakot a horvátországi erőművek üzembe lépése alapján három szakaszra lehet osztani. A vízerőművek megépítése előtt (1958-1974) az éves kisvízszintek -50 és 50 cm között mozogtak (átlag 0 cm), enyhén emelkedő tendenciával (2A ábra). A közepes vizek 50 cm és 150 cm között váltakoztak (átlag 111 cm), jellegzetes trend nélkül. A nagyvizek szintje változatos volt, közöttük a legnagyobb szintkülönbség 313 cm, míg átlagos szintjük 315 cm volt, a legnagyobb árhullám 1972-ben (476 cm) vonult le. Ebben az időszakban összesen 315 napon át volt árvíz, azaz átlagosan 18 napig volt vízborítás alatt az ártér évente. Egy évben több árvíz (4-7) is kialakult, de ezek rendszerint csupán néhány naposak voltak. A leghosszabb árvíz (55 nap) 1965-ben vonult le (2B ábra).



2. ábra A jellemző vízállások szintjeinek (A) és az árvizes napok számának (B) alakulása az 1958-2013 közötti időszakban az órtiloszi vízmércén. KV: éves kisvíz, KöV: éves közepes vízállás, NV: éves legnagyobb vízszint.

Megépült horvát vízerőművek: a: Varasd; b: Cakovec; c: Donja Dubrava; d: mederkitöltő vízszint (240 cm)

Figure 2. Changes in the characteristic water stages (A) and in the number of flood days (B) based on the data set of the Órtilos gauging station (1958-2013). KV: annual lowest level, KöV: annual mean water level NV: annual highest water level. The construction of the Croatian reservoirs: a: Varasd; b: Cakovec; c: Donja Dubrava, d: bankfull stage (240 cm)

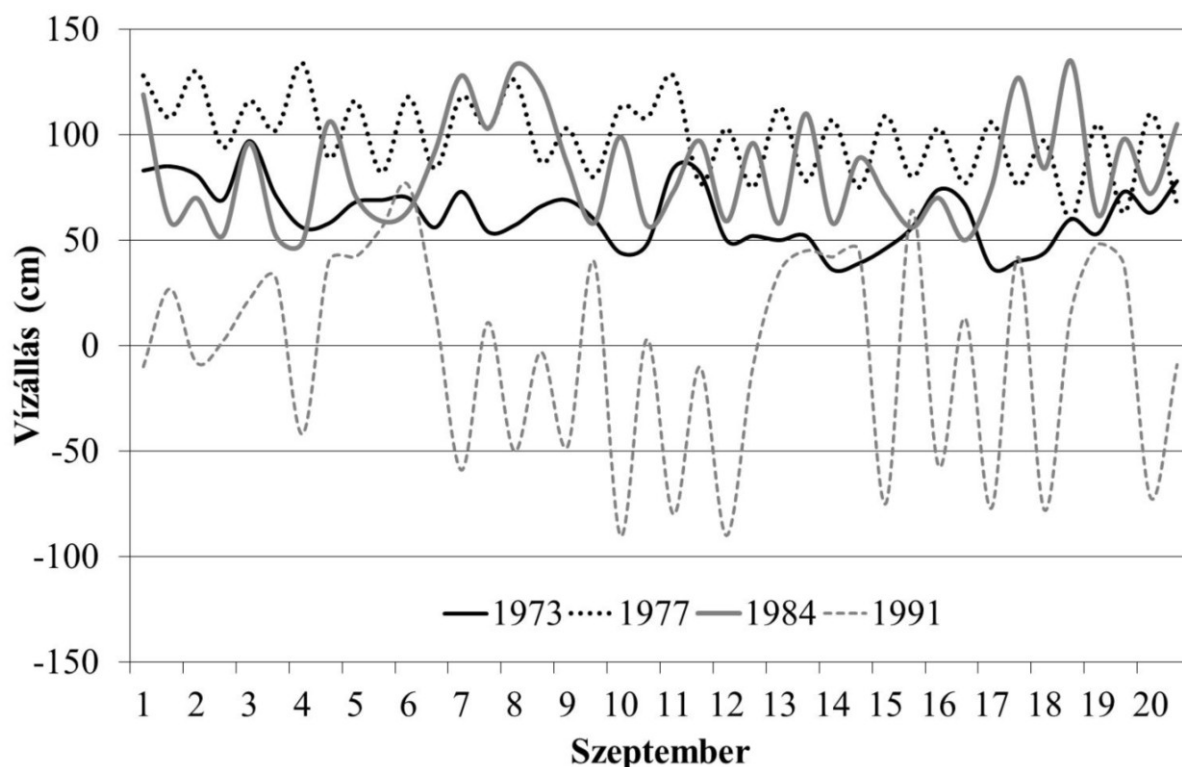
A következő időszakban (1975-1989) léptek üzembe a horvát vízerőművek. A varasdi erőmű elkészülése után a kisvizek ( $KV_{\text{átl}}: 26 \text{ cm}$ ) és a közepes vizek ( $KöV_{\text{átl}}: 120 \text{ cm}$ ) egyenletesebbé váltak. A nagyvizeknél pedig nem jelentkeztek jelentős különbségek az egyes évek között ( $NV_{\text{átl}}: 289 \text{ cm}$ ). A cakoveci vízerőmű üzembe lépését követően (1982) elkezdtek jelentősen csökkenni a vízszintek ( $KV_{\text{átl}}: -24 \text{ cm}$ ,  $KöV_{\text{átl}}: 87 \text{ cm}$ ,  $NV_{\text{átl}}: 294 \text{ cm}$ ). A nagyvizek egyenletesebbé váltak és már ekkor sem fordultak elő kiugróan magas vízállások. Ebben az

időszakban csaknem minden évben előfordult árvíz, viszont a számuk és a hosszuk is mérséklődött. Megfigyelhető, hogy az erőművek üzembe helyezését követő 1-2 évben rendszerint elmaradtak az árvizek és a NV szintje is csökkent, ami feltehetőleg a tározóterek feltöltésével áll kapcsolatban.

A Donja Dubrava-i erőmű megépítése óta (1990-2013) drasztikus hidrológiai változások indultak el. A kis- és közepes vízszintek erőteljesen süllyedtek ( $KV_{\text{átl}}$ : -124 cm,  $K\ddot{O}V_{\text{átl}}$ : -11 cm), bár a 2000-es évektől megállt a süllyedésük. A vízszintek alászállását jól mutatja, hogy a horvátországi erőművek előtti időszakban a kisvizek hasonló tartományban (-50–50 cm között) ingadoztak, mint napjainkban a közepes vízszintek. A nagyvizek szintje ( $NV_{\text{átl}}$ : 263 cm) folyamatosan csökkent (52 cm-rel), és egyre több évben maradtak el az árvizek. Ekkor már sohasem volt 10 napnál több napig vízborítás alatt az ártér évente, és a leghosszabb, 1993-as árhullám is csupán 7 napig tartott.

### Napi vízszintingadozások

A Dráva napi vízjárása is jelentősen módosult a vízerőművek üzembe lépését követően. A horvátországi erőművek felépítése előtti (1973) adatsoron átlagosan csupán napi 10 cm-es vízszintingás figyelhető meg (3. ábra). Ez lehet természetes vízszint-ingás is, de okozhatták a felsőbb szakaszon üzemelő erőművek is. A varasdi (1975), majd a cakoveci (1982) erőművek üzembe lépése utáni években megjelentek a „mini árhullámok”. Míg 1977-ben csak 51 cm volt a vizsgált háromhetes időszakban a legnagyobb vízjáték, addig 1984-ben már 73 cm-re emelkedett, hiszen a cakoveci erőmű csupán 42 km-re van az őrtilosi vízmércétől. Azonban a legdrasztikusabb hatást itt is a vízmércéhez legközelebbi (18 km), csúcsra járatott Donja Dubrava-i erőmű generálta, ugyanis 139 cm-re nőtt a vízállások legnagyobb napi különbsége.



3. ábra Vízjárás alakulása szeptember 1-20 között, az erőművek felépítése előtti (1973), közötti (1977, 1984) és utáni (1991) években

Figure 3. The water level changes between 1st and 20th of September, before (1973), between (1977, 1984) and after (1991) the construction of the Croatian reservoirs

## A kanyarulatok fejlődése

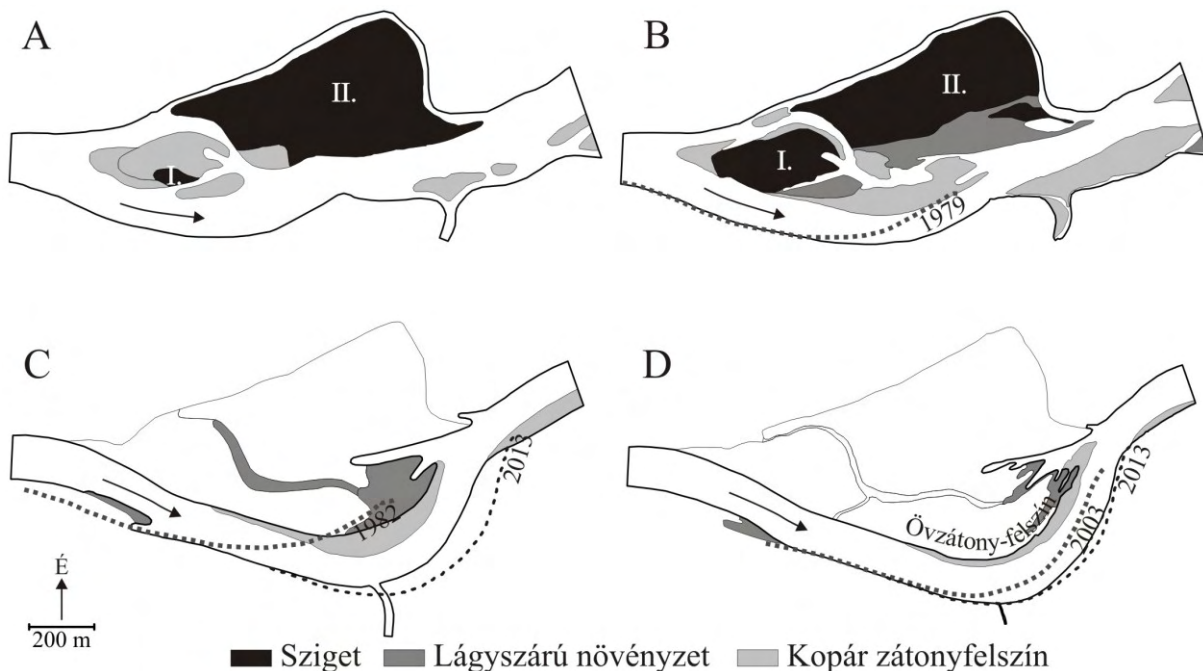
### A Donja Dubrava-i kanyarulat

Az 1979-es topográfiai térképen a Dráva több ágra szakadt a mintaterületen (4A. ábra), de már megkezdődött a kanyarulat kialakulása a medertágulatban, amit jelez a jobb part intenzív eróziója. A főmeder átlagos szélessége 152 m volt ( $W_{\min}$ : 101 m,  $W_{\max}$ : 238 m), míg a mellékágaké 25 m illetve 60 m. A mederben két sziget helyezkedett el: a kisebb (I.) a sodorvonalban alakult ki és a felmért övzátóny magjának tekinthető, míg a medertágulat északi felét egy nagyméretű ártéri sziget (II) uralta.

A meder morfológiája alig változott 1982-ig (4B. ábra), de a Dráva szélessége lecsökkent: főága 18-35%-al lett keskenyebb ( $W_{\text{átl}}$ : 116 m,  $W_{\min}$ : 66 m,  $W_{\max}$ : 195 m), míg a mellékágai átlagosan 20-33%-al (20 m és 40 m). A szigetekhez nagy kiterjedésű (12 ha) zátonyok csatlakoztak, amelyek jelentős részén már megtelepedett a lányszárú növényzet. Az I. szigethez folyásirányban alulról hozzákapcsolódó, hosszan elnyúló nagyméretű zátony (5 ha), tekinthető a mai övzátóny alapjának.

A mintaterület arculata megváltozott 2003-ig, ami összefüggésbe hozható a cakoveci (1982) és a Donja Dubrava-i vízerőművek (1989) vízszintcsökkentő hatásával. A csökkenő vízállások a sodorvonal bevágódását okozták, amelynek hatására a mellékágak elvesztették vízutánpótlásukat, és így egyágú főmeder alakult ki. A szigetek egybeolvadtak és a mellékágak mélyedéseiben legfeljebb csak nagyvízekkor folyhatott víz (4C. ábra). A meder átlagos szélessége nem változott ( $W_{\text{átl}}$ : 116 m), de a korábbinál kevésbé változatos szélesség viszonyok jellemezték ( $W_{\min}$ : 86 m,  $W_{\max}$ : 145 m).

A Dráva medre tovább szűkült 2003 és 2011 között 1-14 %-al ( $W_{\text{átl}}$ : 110 m,  $W_{\min}$ : 85 m,  $W_{\max}$ : 125 m) és egységesebbé vált a korábbi állapotokhoz képest (4D. ábra). A 2013-as felmérésig a belső íven gyakorlatilag nem stabilizálódtak új felszínek, viszont a kanyarulat fejlődése tovább folytatódott, ugyanis a külső ív dinamikus erodálódott.



4. ábra A kanyarulat fejlődése és a külső ív hátrálása a Donja Dubrava-i mintaterületen, 1979-től 2013-ig (A: 1979; B: 1982; C: 2003; D: 2011)

Figure 4. Channel development and bank retreat in the study area of Donja Dubrava (1979-2013)



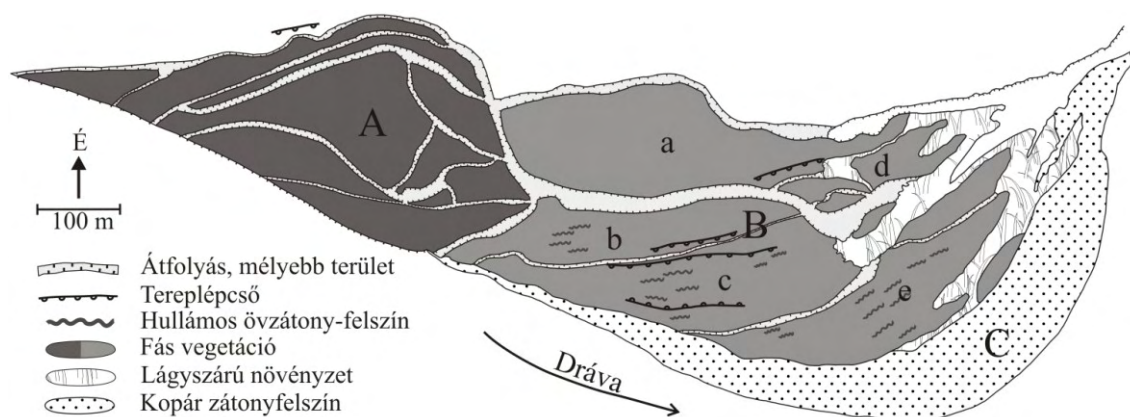
A jelenlegi kanyarulat külső ívén található 3-4 m magasságú part folyamatosan és dinamikusan pusztult, hiszen 1979 és 2013 között 371 m hátrált (átl: 11 m/év). A kanyarulat folyásirányban lefelé is jelentősen megnyúlt és áthelyeződött, hiszen a kanyarulat csúcspontja 550 m-rel tolódott el az elmúlt 34 évben. Legdinamikusabban 1979 és 1982 között (max.: 30 m/év) hátrált a part és kb. 0,8 ha/év volt a parterózió üteme (1. táblázat). Ez a nagymértékű partpusztulás magyarázható az ekkor még magasabb közép- és kisvíz szintekkel, illetve az 1979-1980-ban levonuló árvizekkel, amelyek nagy energiával pusztították a külső ívet. A parthátrálás mértéke jelentősen mérséklődött 1982 és 2003 között, de közben a kanyarulat egyre ívesebbé vált és tovább haladt délkelet felé. A partpusztulás napjainkban (2011-2013) is dinamikus, hiszen 15-17 métert is hátrálhat a part egy év alatt. Különösen a kanyarulatnak a külső, folyásirány felőli alsó vége pusztul dinamikusan, ugyanis ennek szinte merőlegesen csapódik neki a sodorvonal.

1. táblázat A Donja Dubrava-i kanyarulat partpusztulásának jellemzői 1979 és 2013 között

Table 1. Main characteristics of the bank erosion at Donja Dubrava (1979-2013)

	1979-1982	1982-2003	2003-2011	2011-2012	2012-2013
<b>Max. elmozdulás (m/év)</b>	29	11	8	17	15
<b>Átlagos elmozdulás (m/év)</b>	13,3	4,8	4,5	6,9	3,3
<b>Erodált terület (ha/év)</b>	0,8	0,4	0,4	0,7	0,3
<b>Elmosott anyagmennyiség (ezer m<sup>3</sup>/év)</b>	52,3	27,6	25,9	44,4	22,0

A pusztuló parttal szemben lévő övzátony területe mindeközben folyamatosan gyarapodott, ahogyan azt a geomorfológiai és a fák kora alapján rajzolt izokron térkép is mutatja. Az övzátony-felületen három geomorfológiai egység különíthető el (5. ábra). Az övzátony-sorok kelet felé ívesen elvégződnek, a legfiatalabb felszíneiket (2 ha) lágyszárú növényzet fedi. Az övzátonyok között folyamatosan feltöltődő surrantók találhatóak, amelyek egyre mélyebbé és tábbá válnak folyásirányban, így végeikben pangóvizet találhatunk.



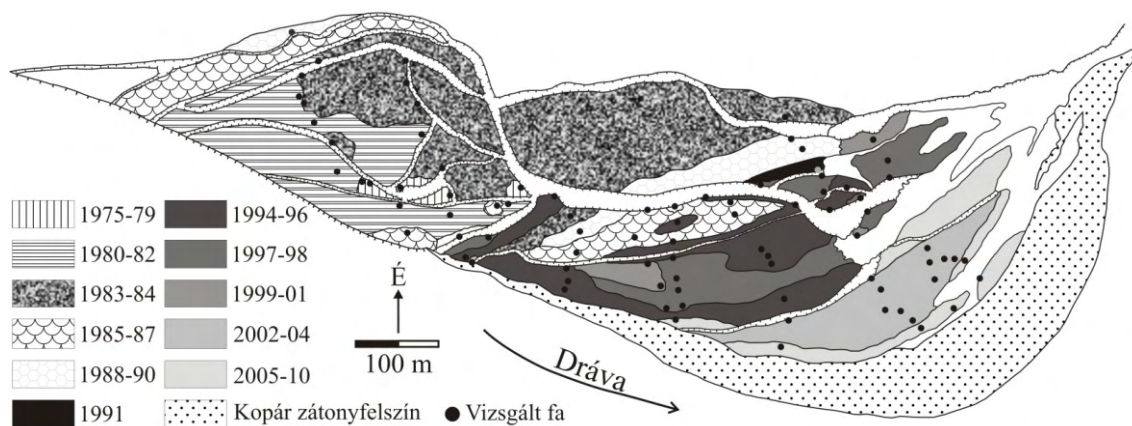
5. ábra A Donja Dubrava melletti övzátony-felület geomorfológiai térképe

Figure 5. The geomorphologic map of the point-bar system of the Donja Dubrava study site

A mintaterület nyugati része (A-egység) az egykori I. szigetet foglalja magába. Itt található a megfűrt legöregebb fa (1975-ből). Ennek a fának a környéke tekinthető a sziget magjának, amely már az 1979-es térképen is létezett (0,5 ha) és már ekkor is nagy területű (5 ha) zátonyok kapcsolódtak hozzá. A szigetet sűrűn behálózó átfolyások és a dendrológiai mérések arra utalnak, hogy a sziget több lépésben épült fel, mely során oldal- és övzátonyok kapcsolódtak hozzá. Ezek a felszíneken a fák 1978-79-ban telepedtek meg, tehát a zátonyokat az 1975-ös árvizek (54 árvizes nap, NV: 429 cm) magasíthattak fel annyira, hogy felszínük a középvíz szintje fölé emelkedett, amely már alkalmas feltételeket nyújt a magoncok megtele-

pedésére. Ezt követően az 1980-84-es években további jelentős kiterjedésű felszíneket hódított meg az erdő: a fák zöme 1981-ben telepedett meg a szigetmaghoz folyásirány felől hozzáfert felszíneken. A cakoveci erőmű tározóterét 1983-ban töltötték fel, így ekkor egyetlen árvizes nap sem volt és a kisvizek átlagosan 50 cm-rel alászálltak, így nagy kiterjedésű zátonyok váltak egész évben szárazzá, ami ideális körülményt biztosított a fák megtelepedéséhez.

A mintaterület B-egységét az 1982-ben a szigetekhez kapcsolódó zátonyfelszínek alkotják. A dendrológiai elemzés nyilvánvalóvá tette, hogy a zátonyok szigetekhez és egymáshoz való csatlakozása nem tekinthető térben egységes folyamatnak, és a hasonló korú felszínek közé fiatalabb felszínek is beékelődhetnek. Ez alapján a B-egységet részegységekre (a-e) bontottuk. Az 1983-1984-es években az ártéri (II.) sziget déli oldalán lévő egykori zátonyfelszín (a-egység) és az I. szigethez folyásirányban lefelé hozzánőtt hosszán elnyúló zátony (b-egység) kolonizálódott (6. ábra). Az a-részegységet egy markáns mellékág ( $W_{\text{áti}}$ : 15 m) határolja. A tőle délre lévő b-részegységen több tereplépcső is megfigyelhető, amelyek a folyó felé fokozatosan alacsonyodnak és valójában az I. sziget végéhez folyásirányban hozzákapcsolódott zátonyok 1982-es peremei. A dendrológiai vizsgálat szerint a b-részegység fejlődése kezdetén (1983) szigetszerűen emelkedett ki, majd később több lépésben és eltérő irányokból forrtak hozzá újabb zátonyfelszínek. Ennek az egységnek a jelentős részét 1985-87 között foglalták el a fák, amikor csupán 23 árvizes nap volt és ezek sem haladták meg a 300 cm. Tehát az egység azt mutatja, hogy nemcsak övzátony-sorokból épül fel egy kanyarulat belső íve, hanem azok legmagasabb térszínei szigetek lehetnek, amelyek fokozatosan kapcsolódtak az előző partvonalhoz a közöttük lévő alacsonyabb felszín feltöltődésével és szárazra kerülésével.



6. ábra A Donja Dubrava melletti övzátony-felszín épülése dendrológiai vizsgálatok alapján  
Figure 6. Point-bar surface development of the Donja Dubrava site based on dendrological data

A b-részegységhez csatlakozott oldalzátónyokból és a közöttük lévő átfolyásokból épült fel a c-részegység, amelyet a fák 1994 és 1996 között foglaltak el. Később, 1997-99-ben a surrantó felső végének elzáródásával és a vízszintek alászállásával a surrantóban is megtelepedhettek a fák, így a b- és c-részegység összeolvadt. A d-részegység a kanyarulat csúcsán elhelyezkedő klasszikus övzátony-surrantó formakincset képvisel. Mivel a mély fekvésű pangóvízes, lassan feltöltődő surrantó kedvezőtlen feltételeket kínált a fák számára, így azok csak a magasabb és szárazabb zátonyfelszíneken tudtak megtelepedni (1994-2000), ezért a d-részegység faállománya mozaikos megjelenésű. Ebben az időszakban az éves kisvizek szintje folyamatosan süllyedt, így egyre nagyobb felszínek váltak egyre hosszabb ideig vízmentessé. A legfiatalabb e-részegységet a legkülső, erdővel benőtt övzátony alkotja. A részegységen 2002-04 között telepedtek meg a fák, amikor a vízszintek jelentősen alászálltak (ezt jelzi, hogy ekkor mérték a legkisebb vízállás (LKV) értéket Őrtilosnál). A légi felvételek tanúsága szerint először a magasabbra kiemelkedő zátony-fejek váltak vízmentessé, majd az ezekhez hozzákapcsolódott zátony-uszályok és övzátony-sorok, majd a szárazra került zátonyfelszíne-



ken megfelelő körülmények álltak rendelkezésre ahhoz, hogy nagy területet foglaljanak el a fák. Mivel a különböző magasságban lévő felszíneket azonos időben hódította meg a növényzet, ez szokatlanul gyors övzátony fejlődési folyamatot jelez.

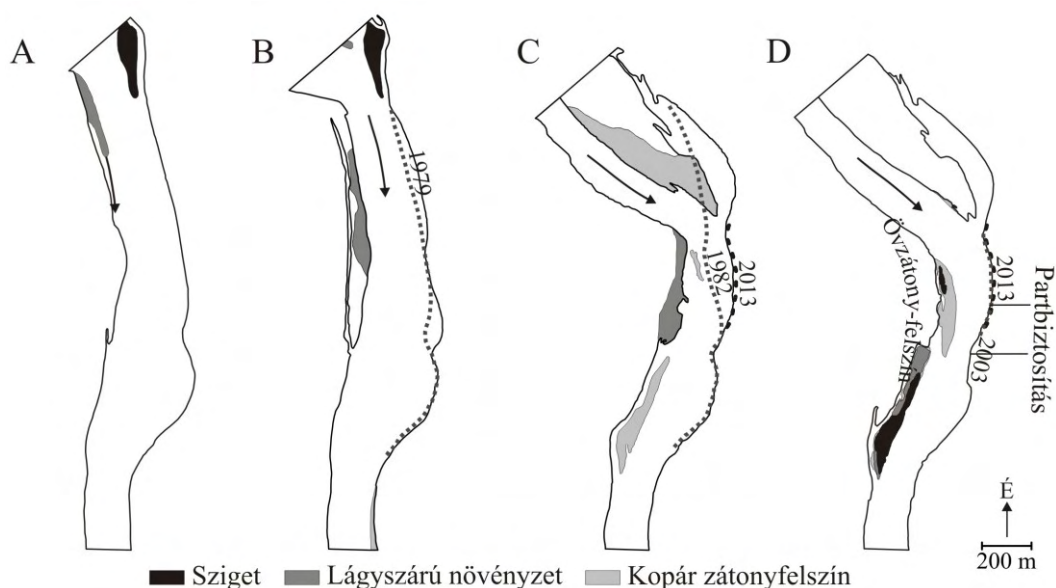
Tehát az 1980-as évek első felében volt a legintenzívebb a zátonyok stabilizálódása, amikor összesen 11,4 ha-on jelentek meg fák. Ezen belül különösen az 1983-84-es évek kiemelkedőek, amikor 5,6 ha-t hódítottak meg a fák. Ez nagy valószínűséggel kapcsolatba hozható az 1982-ben üzembe lépő cakoveci erőmű vízszintcsökkentő hatásával. Ezt követően 1994-98 között 4 hektárnyi területet hódított meg a fás növényzet, majd a 2002-2007-es években kolonizálódtak további felszínek (2,6 ha).

A kanyarulat fejlődésében megfigyelhető a ciklusosság: (1) a nagyobb árvizekkel vagy vízszintcsökkenéssel jellemzett évek nagy csupasz zátonyfelszíneket eredményeznek, majd (2) a kisvízes időszakok első éveiben hódítja meg a területet a fásszárú növényzet, majd (3) egyre csökken az újonnan beerdősülő területek nagysága. Ezt követően ezeknek a lépéseknek az ismétlődésével fejlődik az övzátony-sor és maga a kanyarulat.

### A bolhói kanyarulat

A Donja Dubrava-i mintaterülettől 56 km-rel lejjebb lévő, Bolhó melletti kanyarulatot 1979-ben egy közel egyenes, egy ágú meder jellemezte (7A ábra), amelynek átlagos szélessége 264 m volt ( $W_{\min}$ : 197 m,  $W_{\max}$ : 371 m). Folyásirányban felette egy medertágulat helyezkedett el, amiben egy kanyarulat kezdett kialakulni. Ennek következtében a sodorvonal nekicsapódott az általunk vizsgált szakasz jelenlegi külső ívének, így megindult a vizsgált kanyarulat kialakulása.

Az 1982-es térkép hasonló futású medret mutat, mint az 1979-es, azonban a felvízi medertágulatban a hátráló jobb part egyre lejjebb tevődött (7B ábra). Bár a meder szélessége 1979 és 1982 között alig (2-12 %) változott ( $W_{\text{átl}}$ : 268 m,  $W_{\min}$ : 174 m,  $W_{\max}$ : 367 m), a vizsgált egyenes szakasz nyugati partján megindult az akkumuláció. A 2003-as térkép már egy fejlődő kanyarulatot mutat, és ennek megfelelően a meder 20-26 %-al keskenyebbé vált ( $W_{\text{átl}}$ : 197 m,  $W_{\min}$ : 135 m,  $W_{\max}$ : 292 m). A felette lévő medertágulat megszűnt, ugyanis a csökkenő vízszintek következtében a benne lévő nagyméretű sziget hozzáért a parthoz és így egyágú főmeder alakult ki (7C ábra). A 2011-es légi felvételen a Dráva medre hasonló futású volt (7D ábra), mint 2003-ban, bár szélessége 3-11 %-al nőtt ( $W_{\text{átl}}$ : 206 m,  $W_{\min}$ : 152 m,  $W_{\max}$ : 283 m).



7. ábra A kanyarulat fejlődése és a külső ív hátrálása a bolhói kanyarulatban, 1979-től 2013-ig (A: 1979; B: 1982; C: 2003; D: 2011)

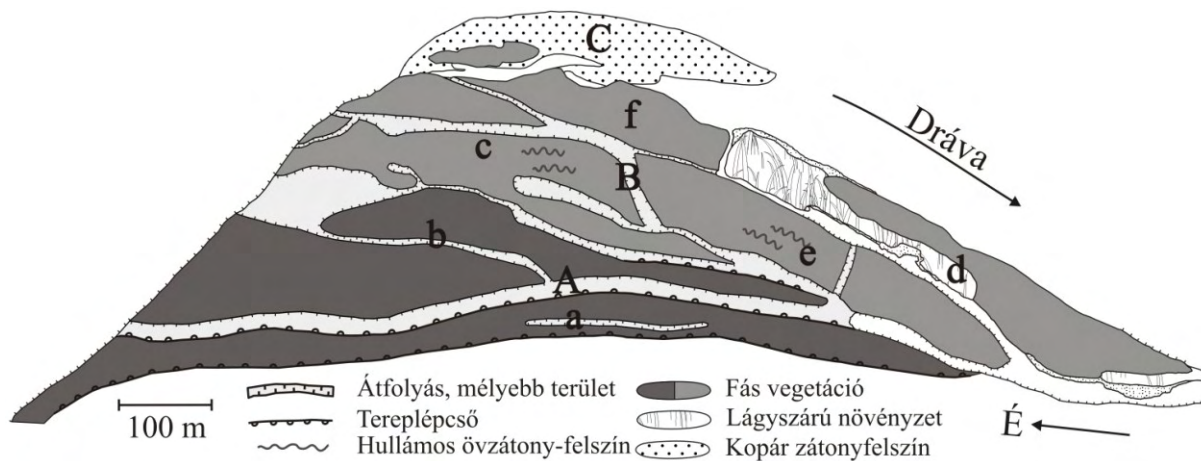
Figure 7. Channel development and bank retreat in the study area of Bolhó (1979-2013)

Megfigyelhető még az övzátóny-felszín folyásirány felőli felső részének pusztulása, ami a kanyarulat folyásirányban lefelé haladását jelzi. A 2011-es légifelvétel idején az övzátóny partvonalának hossza 1575 m, míg a legnagyobb szélessége 353 m volt. A kanyarulat képe 2013-ig gyakorlatilag nem változott. A kanyarulat külső ívén található pusztuló part 6-7 m magasságú, mely már eltérően formálódik az alacsonyabb, 3-4 m-es (pl. a Donja Dubránál is található) partoktól. Ugyanis míg az alacsony partokat a kisvizek is folyamatosan pusztítják, addig a magasabb partok omlásos folyamatok révén formálódnak és hosszabb idő vagy nagyobb árvíz kell a partok alamosásához és a leszakadó tömbök elszállításához. Az 1979-es és 1982-es felmérések idején sokkal hosszabb partszakaszon (1470 m) hátrálhatott a külső ív, mint napjainkban (485 m), ugyanis a külső ív középső szakaszán partbiztosítás épült 2005-2007 között. Ezért csak a partbiztosítástól északra határoztuk meg a parthátrálás mértékét. A legnagyobb ütemben (8,4 m/év) 1979 és 1982 között pusztult a külső ív (2. táblázat), majd a parthátrálás mértéke egyre mérséklődött. Ez magyarázható a vízszintek csökkenésével és a nagy erejű árvizek elmaradásával. Az árvizek kiemelt szerepére utal, hogy a legnagyobb mértékű (1979-1982: maximálisan 23 m/év) partpusztulás akkor jellemezte a külső ívet, amikor még jelentősebb árvizek is előfordultak a Dráván.

2. táblázat A bolhói kanyarulat partpusztulásának jellemzői 1979 és 2013 között  
Table 2. Main characteristics of bank erosion at the Bolhó site (1979-2013)

	1979-1982	1982-2003	2003-2011	2011-2012	2012-2013
<b>Max. elmozdulás (m/év)</b>	23	5	1,5	2	2
<b>Átlagos elmozdulás (m/év)</b>	8,4	3,4	1	0,15	0,3
<b>Erodált terület (ha/év)</b>	0,5	0,2	0,04	0,006	0,01
<b>Elmosott anyagmennyiség (ezer m<sup>3</sup>/év)</b>	42,5	14,8	3,7	0,5	1,2

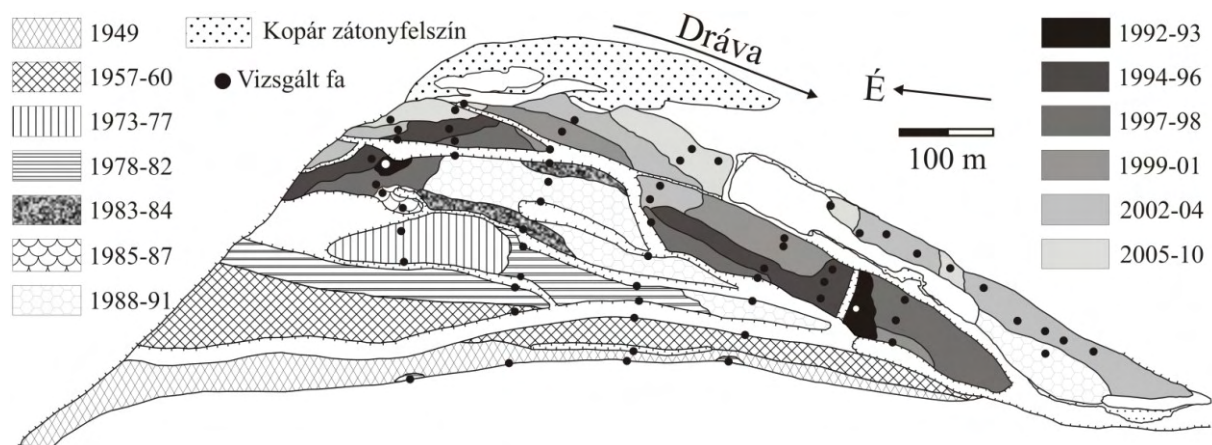
A bolhói kanyarulat egy közel egyenes szakaszból kezdett kifejlődni, szemben a Donja Dubrava melletti kanyarulattal, ami egy medertágulatban jött létre. A bolhói kanyarulat fejlődésének sajátossága, hogy a folyamatosan épülő övzátónyok legmagasabb felszín-darabjaiból először szigetek keletkeztek. A vizsgált övzátóny-felszín három egységre osztható (A-C), amelyek további kisebb részegységekre (a-f) bonthatók (8 ábra).



8. ábra A bolhói övzátóny-felszín geomorfológiai térképe  
Figure 8. Geomorphological map of the point-bar surface of Bolhó

Az A-egység már az 1979-es térképen is létezett, felszínén már 1949-ben elkezdtek megtelepedni a fák. Az A-egységet egy széles ( $W_{\text{átl}}$ : 16 m), észak-dél irányban húzódó átfolyás két részegységre tagolja. Ettől az átfolyástól nyugatra található a felmért legidősebb és legmagasabb felszín (a-részegység), ami eredetileg a Dráva egykori partjéhez simuló, hosszan elnyú-

ló oldalzátóny lehetett. Az oldalzátónyok stabilizálódása lassú folyamat volt, hiszen míg az a-egység északi részén 1949-ben megtelepedett fák is vannak, addig a déli rész 1959 és 1960-ban stabilizálódott. Az északi rész alapját képező kavicszátónyot az 1948-ban levonult árvíz rakhatta le, majd felszínén az 1949-es árvízmentes évben telepedtek meg a fák. (Mivel az őrtilos vízmerce csak 1958-tól működik, így erre a barcsi vízmerce adatsora alapján következtettünk). A b-részegység az a-részegységhez hozzásimuló oldalzátóny, amelynek felszínét először 1957-ben hódították meg a fák (9. ábra). Ezen a részegységen 1973-ban stabilizálódott egy kisebb sziget, majd ettől folyásirányban felfelé hozzánövvő zátónyot az 1976-77-es években borították be a fák, így a sziget területe megnőtt. Ennek a felszínnek az alapját az 1975-ös árvíz rakhatta le, majd felszínét akkor hódította meg a növényzet, amikor az 1976-77-es években – a varasdi erőmű felépülést követően – már csak 1-1 árvizes nap volt a Dráván.



9. ábra A Bolhó melletti övzátóny-felszín épülése dendrológiai vizsgálatok alapján  
Figure 9. The development of the poit-bars at Bolhó based on dendrological data

A B-egység a kanyarulat fejlődése során a parthoz kapcsolódó övzátóny-sorokból épült fel. Ennek a térszínnek a legidősebb része a c-részegység, amely nyugat/észak-nyugat irányba történő növekedéssel és egy sziget hozzáféréssel jött létre. A közöttük lévő átfolyás ( $W_{\text{át}}: 13 \text{ m}$ ) még ma is markánsan kirajzolódik. Ezekre a felszínre az 1983-84-es években települtek be a fák. A következő épülési fázis 1987-ben kezdődött, amikor egy kisebb sziget jött létre és csatlakozott a már stabilizált felszín folyásirány felőli felső végéhez. Ezt követően több jól elkülöníthető időszakban (1988-91, 1993-97 és 2004-06) jelentős kiterjedésű zátóny- és sziget-felszínre hódították meg a fák. Ezek a kanyarulat-fejlődési időszakok pedig a vízerőművek hatására bekövetkező vízszintsökkenéssel hozhatók összefüggésbe.

A d-részegység a 2003-as térképen még egy hosszan elnyúló, parthoz simuló zátónyként volt feltüntetve. Azonban a dendrológiai felmérésünk szerint a dél-nyugati végén 1990-ben létrejött egy sziget, amely a jelenlegi hosszan elnyúló sziget magjának tekinthető. Ennek a szigetnek az alapját az 1989-es árvizek rakhatták le, majd az 1989-től üzemelő legelső erőmű hatására lecsökkenő kis- és közepes vizek következtében vált a zátóny szárazulattá, később pedig oldalzátónyok forrtak hozzá. A sziget nagyobbik felét viszont csak később (2002-06) hódították meg a fák. A 2011-es légifotón már 1,7 ha foglalt el az erdő, és nagy kiterjedésben (1 ha) csatlakoztak hozzá olyan zátónyfelszínre, ahol lágyszárú növényzet fordult elő. A sziget és az övzátóny felszín között ma is egy vízzel teli mellékág húzódik ( $W_{\text{át}}: 13 \text{ m}$ ), amelynek lassú feltöltődésével a d-részegység is teljesen az övzátóny-felszínbe fog olvadni.

A c-részegység stabilizálódásával párhuzamosan zajlott az e-részegység fejlődése, amelyet szintén két részre tagol egy, a közepén húzódó kelet-nyugat irányú átfolyás. Az egység déli része egy szigetmag, amely 1992-ben stabilizálódott. Ehhez folyásirányban felfelé hozzáért zátónyot 1995-96-ban foglalták el a fák, majd 1997 és 1999 között a felszínhez hozzáért oldal- és övzátóny-sorokat hódította meg a fás növényzet.

Az f-részegység a legfiatalabb felszínek közé tartozik, ami a már meglévő részegységekhez nőtt hozzá. Felszínét a fák pedig 2002-04 között stabilizálták.

A C-egység a legkülső, csupasz, kavicsos övzátóny-felszín foglalta magába (1,7 ha), amelynek hossza 440 m és a legnagyobb szélessége 75 m volt 2013-ban. A magasabb részét már stabilizálták a fák, így itt egy kis sziget (0,2 ha) jött létre. Ez a forma is mutatja, hogy miként épül fel egy övzátóny-felszín, azaz mozaikosan egymáshoz épülő szigetektől és övzátóny-sorokból, miközben a kanyarulat észak/észak-keleti irányba vándorol.

A bolhói mintaterületen a fák az 1949-es évben (2,2 ha) és 1957-60 (3,3 ha) között hódították meg a legnagyobb kiterjedésű felszíneket. Az 1975-ben és 1982-ben üzembe lépő vízerőművek vízszintcsökkentő hatása miatt 1973 és 1987 között további 2,7 ha-t foglalt el az erdő. Azonban a terület fejlődését a Donja Dubrava-i erőmű (1989) befolyásolta leginkább, ugyanis vízszint-csökkentő hatására egyre több zátony került a vízszint fölé, amit meghódíthattak a fák 1988-91 (2,2 ha) és 1992-2010 (6 ha) között.

## Következtetések

### Formakincs

A két vizsgált kanyarulat kialakulása és fejlődése azonos és különböző jellemvonásokat is hordoz. Mindkettőre jellemző, hogy 1979 óta leszűkül a Dráva medre (22-28%-al), ami az üzembe lépő vízerőművek vízszintcsökkentő hatásával hozható összefüggésbe.

A kanyarulatok fejlődésében a különbözőségek a kiinduló állapotból erednek. A Donja Dubrava melletti kanyarulat egy medertágulatban jött létre, amelyben a kiinduló állapotban szigetek voltak. A szigetek folyamatosan a partba olvadtak, mivel jelentősen lecsökkent a vízszint és ezzel párhuzamosan a bevágódás is felerősödött, így a mellékágak elvesztették vízutánpótlásukat. A Bolhónál lévő kanyarulat viszont egyágú mederből álló szakaszon alakult ki, a felette lévő medertágulat sodorvonalának áttevődése miatt. Itt a kanyarulatképződése korábban indult el (1949), míg a Donja Dubrava melletti kanyarulatban jóval később (1975), ami utal arra is, hogy eltérő ütemben formálódtak. Ez visszavezethető eredeti formáikra és eltérő esésviszonyaikra is. A Donja Dubrava-i mintaterületen az 1970-es években szigetekkel szabdalta, több ágra szakadó fonatos meder volt jellemző, ami csak a vízszintek csökkenése miatt alakulhatott át kanyargóssá. Ezzel szemben Bolhónál nem már meglévő formákból (szigetektől) alakult ki az övzátóny-felszín, hanem egy beágyazódottabb, a kanyarulat-fejlődés kezdeti stádiumában lévő szakaszon indult el a kanyarulat lassú kialakulása.

Mindkét mintaterület övzátóny-felszínein szigetmagok képződtek a zátonyfejek legmagasabb pontjaiból. Fejlődésük kezdeti időszakában még átfolyás választja el a szigetmagokat a már stabilizált felszíni övzátóny-sortól, de később ezek az átfolyások feltöltődnek és így a szigetek hozzáforrnak az övzátónyokhoz. Mindezekkel egyidőben a zátonyfejekhez egyre nagyobb kiterjedésű kavicszátónyok is kapcsolódnak. A feltöltődést elősegíti, hogy a külső ívnek csapódó sodorvonal a parterózió miatt egyre távolabbra kerül, így az övzátóny területén lelassul a vízmozgás. Az övzátóny-felszínek épülése folyásirányban lefelé és oldalra is jellemző, amit jelentősen befolyásol a sodorvonal helyzete is. Ahogy a kanyarulat egyre fejlettebbé válik, az övzátóny-felszín középső szakasza kezd dinamikus épülésbe. Ilyenkor a folyásirány felőli felső része már pusztul, míg folyásirányba lefelé épül, ezért lefelé halad a kanyarulat.

A két kanyarulat példáján bemutatott folyamat, miszerint az egykor fonatos meder meanderezővé alakul és gyors kanyarulatfejlődés veszi kezdetét gyakorlatilag a Dráva teljes olyan szakaszára jellemző, ahol valaha fonatos volt a meder. Tehát a Barcs feletti szakaszt a morfológia egyszerűbbé válása jellemzi.

## Övzátóny épülés területi és időbeli jellemzői

Az övzátóny-felszínek épülése nem egyenletesen történik, hiszen voltak olyan évek, amikor a mintaterületeken jelentősebb kiterjedésű térszíneken jelentek meg a fák. Ilyen időszakok voltak az 1994-98 és 2002-04 közötti évek, mikor mindkét kanyarulatban az adott felszínhez képest arányaiban (1994-1998: 14-21 %, 2002-2004: 8,5-11 %) jelentős területeken jelent meg az erdő.

A horvátországi vízerőművek üzembe lépése előtt (1975), de még 1982 (cakoveci erőmű) előtt is a gyakori árvizek és a magasabb közepes vizek magasították az övzátóny felszíneket, ahol a fák megtelepedhettek. Azonban a cakoveci és a Donja Dubrava-i erőmű üzembe lépése után már nem ez a folyamat volt jellemző, hanem inkább a vízszintek süllyedése miatt a szárazzá váló zátóny-felszínek növényzettel való stabilizálódása. A vízerőművek vízszintcsökkentő hatása a Donja Dubrava-i erőmű 1989-es üzembe lépését követően vált kifejezetté, amelynek következtében mindkét mintaterületen az övzátóny-felszínt folyamatosan hódították meg a fák. A fák megtelepedésére alkalmas térszínek létrejöttének meghatározó feltétele a vízborítás hiánya. Az 1989-93 közötti években 0,7 m-rel csökkent a kisvizek szintje, így hirtelen nagy zátónyfelszínek váltak szárazzá. A nagyobb árvizekkel vagy vízszintcsökkenéssel jellemzett évek után a kisvizes időszakok első éveiben hódította meg a legnagyobb területeket a fás növényzet. Az övzátóny-sorok között sarlólaposok találhatóak a kanyarulatok folyásirány felőli alsó végeinél, amelyeket ma is víz borít. Ezek lassan feltöltődnek, ezáltal az övzátóny-felszínek teljeseen csatlakoznak majd az ártérhez.

## Parterózió és övzátóny-épülés mértéke

A parterózió mértéke a két kanyarulatban eltérő volt, illetve időszakonként is változott. Ez utóbbinak a part paramétereinek (hossz, sodorvonallal bezárt szög) időszakonkénti változásából is következik, illetve az elmaradó árvizek szerepe is lényeges. A Donja Dubrava melletti kanyarulatban például 1979-1982 között csupán fele olyan hosszúságban, viszont jóval dinamikusabban formálódott (parterózió: 13,3 m/év), mint a 21. század elején (2011-2013 között: 5,1 m/év). Ennek oka a levonuló magasabb vizekben keresendő, amelyek nagy munkavégző képességük révén felgyorsítják a parteróziót és elszállítják a leomló partanyagot, ezáltal fenn tartják a partok meredekségét.

A part magassága is befolyásolja az erózió mértékét, hiszen a 6-7 m magas bolhói partszakasz jóval mérsékeltebb ütemben hátrál, mint a Donja-Dubrava-i 3-4 m magas part, ami kapcsoltba hozható az alámosásához szükséges hosszabb idővel. A magaspartok pusztulása inkább nagy tömbök leszakadásával történik, melyek a partfal alját ideiglenesen stabilizálják, és csak a leszakadt tömbök elszállítása után folytatódhat a parterózió. Az alacsonyabb partokat ezzel ellentétben a kis és közepes vizek is erőteljesen formálják, amelyek képesek a kevesebb lepusztult anyag gyors elszállítására. Ezért az alacsonyabb partok jóval dinamikusabban hátrálnak és jelentősebb mennyiségű anyagot juttatnak a Drávába, mint a magasabb partok ugyanazon időszak alatt.

Összességében tehát a Dráva vizsgált szakaszán a kanyarulatok a folyóvízi formakincs új elemeit képezik – miközben a szigetek eltűnnek –, ami az élőhelyek átalakulását jelzi, hiszen a szigeteket korábban elválasztó mellékágak feltöltődnek. Így a bolygatatlan övzátóny-sorokon ártéri erdők jönnek létre. A szigetmagok ártérhez való kapcsolódása és az elmaradó árvizek miatt az ártérületeken lévő életközösségek valószínűsíthetően átalakulnak, hasonlóan a Szigetköz társulásaihoz (SZABÓ et al. 2004b), hiszen alkalmazkodniuk kell a kiszáradó felszínekhez, az elmaradó árvizekhez, illetve a nagy napi vízjátékhoz.



## Köszönetnyilvánítás

A kutatás a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János Kutatási Ösztöndíj és a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú *Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése konvergencia program* című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

## Irodalom

- ALESTALO, J. 1971: Dendrochronological interpretation of geomorphic processes. *Fennia* 105: 1–140.
- BLANKA V., KISS T. 2006. Ártérfejlődés és növényzet kapcsolatának vizsgálata a Maros hullámterén. (Biogeomorfológia). *Tájökológiai lapok* 4(2). 301–308.
- BLANKA, V., KISS, T. 2011: Effect of different water stages on bank erosion, case study on River Hernád, Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environment* 6(2): 101–108.
- BLANKA V., SIPOS GY., KISS T. 2006: Kanyarulatképződés tér- és időbeli változása a Maros magyarországi szakaszán. III. Magyar Földrajzi Konferencia Tudományos Közleményei, CD-kiadvány, MTA FKI, ISBN 963-9545-12-0.
- BONACCI, O., OSKORUS, D. 2008: The influence of three Croatian hydroelectric power plants operation on the river Drava hydrological and sediment regime. XXIVth Conference of the Danube Countries on the Hydrological Forecasting and Hydrological Bases of Water Management.
- EVERITT, B. L. 1968: Use of the cottonwood in an investigation of the recent history of a flood plain. *American Journal of Science* 266: 417–439.
- GOTTESFELD, A. S., JOHNSON GOTTESFELD, L. M. 1990: Floodplain dynamics of a wandering river, dendrochronology of the Morice River, British Columbia, Canada. *Geomorphology* 3: 159–179.
- GRYNAEUS A., HORVÁTH E., SZABADOS I. 1994: Az évgyűrű mint természetes információhordozó. *Erdészeti lapok* 129(7-8): 203–205.
- GYÖRGY B., BURIÁN A. 2005: Történeti áttekintés a Dráva vízépítési munkáiról. *Hidrológiai tájékoztató* 45(1): 32–34.
- HICKIN, E. J. 1974: The development of meanders in natural river channels. *American Journal of Science* 274: 414–442.
- HORVÁTH G. 2002: A Dráva folyó magyar-horvát szakaszának hidrológiai, jellemzése az EU keretirányelvnek figyelembevételével. In: A WWF Magyarország. "Az EU Víz Keretirányelvnek bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén" című tudományos tanácskozásának összefoglalója, MTA PAB, Pécs.
- HUPP, C. R., SIMON, A. 1991: Bank accretion and the development of vegetated depositional surfaces along modified alluvial channels. *Geomorphology* 4: 111–124.
- KISS T., ANDRÁSI G. 2011: A horvátországi duzzasztógáták hatása a Dráva vízjárására és a fenékhordalék szemcse-összetételének alakulására. *Hidrológiai Közlöny* 91(5): 17–29.
- KISS T., SIPOS GY. 2009: Dendrológia alkalmazása a geomorfológiai kutatások során: A szigetvándorlás vizsgálata a Maros magyarországi szakaszán. *Földrajzi Közlemények* 133(1): 13–21.
- KOLLMANN, J., VIELY, M., EDWARDS, P. J., TOCKNER, K., WARD, L. W. 1999: Interactions between vegetation development and island formation in the Alpine river Tagliamento. *Applied Vegetation Science* 2: 25–36.
- MALIK, I. 2005: Rates of lateral channel migration along the Mala Panew River (southern Poland) based on dating riparian trees and Coarse Woody Debris. *Dendrochronologia* 23: 29–38.
- MANTUÁNO J. 1974. A Dráva vízjárásának vizsgálata. *Vízügyi Közlemények* 56(3): 368–401.
- MICHALKOVÁ, M., PIÉGAY, H., KONDOLF, G.M., GRECO, S.E., 2011: Lateral erosion of the Sacramento River, California (1942–1999), and responses of channel and floodplain lake to human influences *Earth Surface Processes and Landforms* 36: 257–272.
- MORISAWA, M. 1985: Rivers: Form and processes. Clayton, K.M. (szerk.) Longman, pp. 222.
- NANSON, G. C., BEACH, H. F. 1977: Forest succession and sedimentation on a meandering river floodplain, northeast British Columbia, Canada. *Journal of Biogeography* 4: 229–251.
- NOBLE, M. G. 1979: The origin of *Populus deltoides* and *Salix* interior zones on point bars along the Minnesota River. *American Midland Naturalist* 102: 59–67.
- SCHWEINGRUBER, F. H. 1988. *Tree Rings: Basics and Applications of Dendrochronology*. Dordrecht, D. Reidel Publishing Company, pp. 292.
- SCOTT, M. L., FRIEDMAN, J. M., AUBLE, G. T. 1996: Fluvial process and the establishment of bottomland trees. *Geomorphology* 14: 327–339.
- SIPOS GY., KISS T. 2001: Egy szigetrendszer morfordinamikájának vizsgálata a Maros apátfalvi szakaszán. *Földrajzi Kutatások 2001. A Magyar Földrajzi Konferencia CD-kiadványa* ISBN:963482544-3

- SIPOS GY., KISS T. 2003: Szigetképződés és fejlődés a Maros határszakaszán. *Vízügyi Közlemények* 85(4): 225–238.
- SZABÓ M. 2005: Vizes élőhelyek tájökölógiai jellemvonásai a Szigetköz példáján. Akadémiai doktori értekezés, Budapest, pp. 164.
- SZABÓ M., H. DARABOS G., VERES É. 2004a: Új tájelemek megjelenése a Duna szigetek közötti szakaszán: a Dunameder övzátonyai. II. Magyar Földrajzi konferencia, CD-kiadvány.
- SZABÓ M., TIMÁR G., GYŐRI H. 2004b: A csicsói holtág (Alsó-Csallóköz) kialakulása és fejlődése. A tájhasználat és a vizes élőhelyek változásai. *Tájökölógiai lapok* 2(2): 267–286.
- VARGA D. 2002: A Dráva-völgyi szakasz rövid vízrajzi jellemzése. In: Iványi I. és Lehmann A. (szerk.): *Duna-Dráva Nemzeti Park. Mezőgazda Kiadó, Budapest*, pp. 126-133.

## CHARACTERISTICS OF MEANDER DEVELOPMENT UNDER HUMAN IMPACT – A CASE STUDY ON TWO BENDS OF THE DRÁVA RIVER

KISS T., ANDRÁSI G.

University of Szeged, Department of Physical Geography and Geoinformatics,  
HU-6722, Egyetem u. 2-6. Szeged, Hungary e-mail: kisstim@gmail.com, andgab86@gmail.com

**Keywords:** Dráva, meander development, point-bar development, bank erosion, dendro-geomorphology, dam construction

The Dráva River, located in Hungary, is characterised by great slope and large bed load sediment discharge, thus the channel is formed dynamically. Due to these characteristics, the river can respond rapidly to (anthropogenic) effects, producing well-defined hydro-morphological responses. The aim of this research was to evaluate the channel development (bank accretion and erosion) and determine the role of indirect anthropogenic activities that influence it. In the frame of the paper the evolution of two meanders is studied by applying geoinformatic and dendrological methods. At the meanders studied the channel narrowed by 22-28 %, which was related to the water stage drop caused by upstream dams. Before the operation of the Croatian hydropower plants (1975), floods were frequent and during higher stages gravel bar surfaces were formed. However, after the construction of the Cakovec (1982) and Donja Dubrava (1989) hydropower plants the water level dropped significantly, thus the gravel bar surfaces emerged and the dry surfaces were colonized by trees. Therefore, the gravel bars became islands or point-bars, which osculated to the riverbank. The gravel bar transformation was not a steady process, predominantly because in some years large areas were stabilized. For example, between 1994-1998 14-21% of the bar surfaces were colonized by forest or in 2002-2004 further 8.5-11%. River bank in which riverbank erosion followed the rate of the bank accretion. The rate of bank retreat was influenced by the parameters of the eroding bank (length, height and its angle with the thalweg), and by the stream power of the floods. As a consequence, the hydro-morphology of the Dráva River is changing: the inundation of the floodplain with water is increasingly rare, so much so that the surface become dry, and on the bare bar surfaces, new riparian floodplain segments and forests evolve. At the same time, a slow reduction in the large bar surfaces and islands is probable, thus these habitats are declining.





## A REVIEW ON SHEET EROSION MEASUREMENTS IN HUNGARY

JAKAB Gergely<sup>1</sup>, SZABÓ Judit<sup>2</sup>, SZALAI Zoltán<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Geographical Institute RCAES, HAS

Budaörsi út 45., 1112 Budapest e-mail: jakab.gergely@csfk.mta.hu

<sup>2</sup>Dept. of Environmental and Landscape Geography, Eötvös Loránd University  
Pázmány Péter sétány 1/C., 1117 Budapest, Hungary

**Keywords:** soil loss, scaling, methodological diversity, national database

**Abstract:** Soil erosion has a significant role in ecology, economy and in environmental protection therefore its quantification and prediction are very important, particularly on a national level. Although some details can be described using physical equations, the entire soil erosion process is rather complicated and can be determined only empirically, which requires large measured datasets. Because plot measurement is the most convenient and therefore the most popular way of capturing erosion data, we used plot measurement to understand erosion in Hungary. The northern and the western parts of the country are endangered by sheet erosion, which is why the plots were carried out in those areas. Most of the plots were constructed to determine the “K” factor of the USLE (Universal Soil Loss Equation) under permanently tilled soils without vegetation cover. Additionally the soil protection effect of various field crops and the additional land use types (forest, pasture) was measured in the plots. Furthermore descriptive investigations, rainfall simulations and soil tracer detections were also used to quantify sheet erosion at different environmental conditions and scales. Despite the large amount of measured data collected, only a few of them have since been published. Due to a lack of available data, national erosion research, erosion prediction, and model calibration are less precise and effective. Scaling problems among the measured levels also emphasized a definite need for a larger and more accessible national database. Finally, without the financial base of additional plot measurements, the publication of the previously gathered data is absolutely necessary to continue soil erosion studies in Hungary.

### Introduction

Soil erosion is a global problem that affects—with varying intensity—most of the cultivated areas of the world. The pressures of an increasing population have led both to food that is produced intensively on existing farmland and to the involvement of new areas into intensive tillage operations (RHODES 2014). Consequently, since soil is a conditionally renewable resource, soil erosion hazards can be a ticking time bomb for a country's security.

The success of avoiding and remediating soil erosion depends on the detailed knowledge of the sub-processes involved in erosion. Useful models are accessible only when large amounts of measured results are available.

Since soil erosion is a rather complex phenomena contingent on the temporary interactions of various environmental parameters, even the basic processes vary within a particular area. To apply a general and adequate soil erosion model in the landscape and to gain the best results, it must be calibrated and validated with local data first. Accordingly the very best soil erosion model can present inadequate results because of the lack of previous calibration and validation. Therefore each country has almost a responsibility to gather as much and as high quality place-specific erosion data as it is possible.

The case of Hungary is very unique from this point of view because two thirds of the country is used agriculturally and widespread loose sediment parent material makes the soils especially prone to erosion. Although the area of the country (ca. 93,000 km<sup>2</sup>) is smaller than the average traditionally agricultural country in the EU, a wide range of erosion processes can be found and often parallel to each other. The flatter, continental parts of Hungary are often afflicted by wind erosion and even by "berm erosion" on salt affected alkali flats (TÓTH et al. 2015), while the hilly parts are eroded by both sheet and gully erosion. The varying landscape and climate results in a rather complex mosaic pattern of soil erosion processes with very high

spatial diversity (CENTERI 2002c, KERTÉSZ and CENTERI 2006). This spatial diversity makes the up- and downscaling of the measured data considerably difficult both over time (DE VENTE and POESEN 2005) and among scales (STROOSNIJDER 2005).

The aim of this paper is to review the efforts of soil erosion measurements in Hungary and compare the published results. To do so, the focus is solely on sheet erosion, even though gully (JAKAB et al. 2009, KERTÉSZ and JAKAB 2011), wind (NÉGYESI et al. 2014) and fluvial (SZALAI et al. 2013) erosion also have a very important impact on recent landscape development of Hungary.

### **Measuring soil erosion**

Most of Hungary's soil erosion history has occurred from natural phenomena and is of limited interest to this study. However anthropogenic soil erosion events and processes have increased in the last century due to intensive farming practices (SZILASSI et al. 2006). Therefore soil loss as a potential danger, rising in the 20th century, directed attention to erosion processes. From a theoretical standpoint the history of soil erosion research was divided to three main groups by the authors described below: (1) descriptive studies, (2) process oriented studies, (3) complex studies. This classification is subjective reflecting the progressive attitude of man to the nature over time.

#### **Descriptive studies**

In the first part of the 20th century soil erosion was considered more of a cause of recent landscape morphology rather than a process, which detaches soil particles and moves them elsewhere. Because of this common consideration, a detailed survey of the current status of soil erosion in Hungary seemed to be more prescient than investigations of the processes of its present soil erosion. Results of the survey were soil erosion maps constructed and produced at various scales from national (DUCK 1960, STEFANOVITS 1964) to larger scales (DUCK 1966, ÁDÁM 1967). Additionally, case studies were carried out in order to measure nutrient distributions along different slopes due to sheet erosion on various soil types (MATTYASOVSKY and DUCK 1954).

At that time, soil erosion was considered as an effect, which mitigated soil fertility hence caused economical damages. Its role as an environmental hazard had not yet been recognized. On the other hand the role of human activity was identified as the main purpose of accelerated erosion increase. Consequently significant efforts were made for erosion prevention and soil protection theories and practices (FEKETE 1953).

Although process oriented investigations have become more popular since the 70s, descriptive studies were still popular. In that time KERÉNYI (1984a) introduced a new way of soil erosion surveying and mapping in which he took rill and gully erosion into account in order to determine the real rate of accumulated soil loss. Since this type of survey needed significantly more effort it did not become widespread.

#### **Process oriented studies**

While descriptive investigations increased a need arose to understand the processes involved in generating soil erosion. This led to increasing attention being paid to monitoring and modelling studies. Soil erosion monitoring was carried out with the construction of measuring equipment that could quantify runoff and soil loss values due to natural precipitation events. These techniques aimed at measuring soil losses at different spatial scales since it became

evident right away that the results of different scales are hardly comparable to each other (STROOSNIJDER 2005).

The small-scale investigations were based on monitoring sediment traps at catchment outlets (SZÜCS 2012), creeks or rivers (DEZSÉNY and LENDVAI 1986). In the 80s the water quality of Lake Balaton—because the lake was a very popular destination—decreased dramatically, becoming a major problem. Although water pollution was partly due to the lack of sewerage, attention was focused on the erosion processes in the Balaton watershed (DEZSÉNY and LENDVAI 1986). At this point in time measurements were concentrated on the surface water quality of the streams in the catchment in which phosphate received the primary interest (MÁTÉ 1987).

In the early 90s, a country wide catena scale monitoring program was designed and partly constructed by the National Soil Monitoring Network (TIM) (VÁRALLYAY 1994). In this study metal sheets of 1 m<sup>2</sup> were placed into the soil at exactly 60 cm from the surface parallel to various geomorphological positions—mainly on ridges, footslopes and midslopes. The changes of soil depth above the metal sheet referred the dynamics of erosion or deposition processes (NOVÁKY 2001). Although in this study the construction took the main part of the budget—maintenance being nearly negligible—monitoring stopped because of financial difficulties. Moreover there are very limited data published from the short monitoring period (18 stations, 3 slope positions and 3 recording times). These data partly reflect the obscurity of the first year results manifested in a few cm changes in both directions at the same place (NOVÁKY 2001).

#### *Plot measurements*

Measuring in situ soil erosion this method is currently the most widespread of the world. Many sites can be found in Europe with large amounts of published data (VACCA et al. 2000, JANKAUSKAS and JANKAUSKIENE 2003, CERDAN et al. 2006, GONZÁLEZ-HIDALGO et al. 2007) and many countries neighboring Hungary have well documented monitoring results such as Romania (IONITA et al. 2006), Slovakia (STANKOVIANSKY et al. 2006) and Slovenia (HRVATIN et al. 2006). Theoretically plot measurement can provide data on a wide variety of scales even though data is typically recorded at micro and smaller scaled investigations (STROOSNIJDER 2005).

Hungary is situated on the border of 3 climatic zones therefore the whole country cannot be described as one unit. The SE part (The Great Plain) is continental and has the least amount of precipitation (less than 500mm year<sup>-1</sup>) and a high yearly mean temperature fluctuation (20°C). The Western part is the wettest while the SW has a slight Mediterranean influence (DÖVÉNYI 2010).

The size of the published plots varies from 2 to 1200 m<sup>2</sup> due to different purposes (KAZÓ (1966a) reported about the advantages and disadvantages of in situ measurements on various plot sizes). In accordance with topography and pedology the most endangered spots can be found mainly in the western and the northern parts of the country (KERTÉSZ and CENTERI 2006) (Figure 1). In these areas the soils concerned are Luvisols and Lithosols on the higher parts and Cambisols on the hills. The most investigated land use type is arable land, especially black fallow or continuous seedbed conditions, however, forest cover has also been investigated (BÁNKY 1959b).

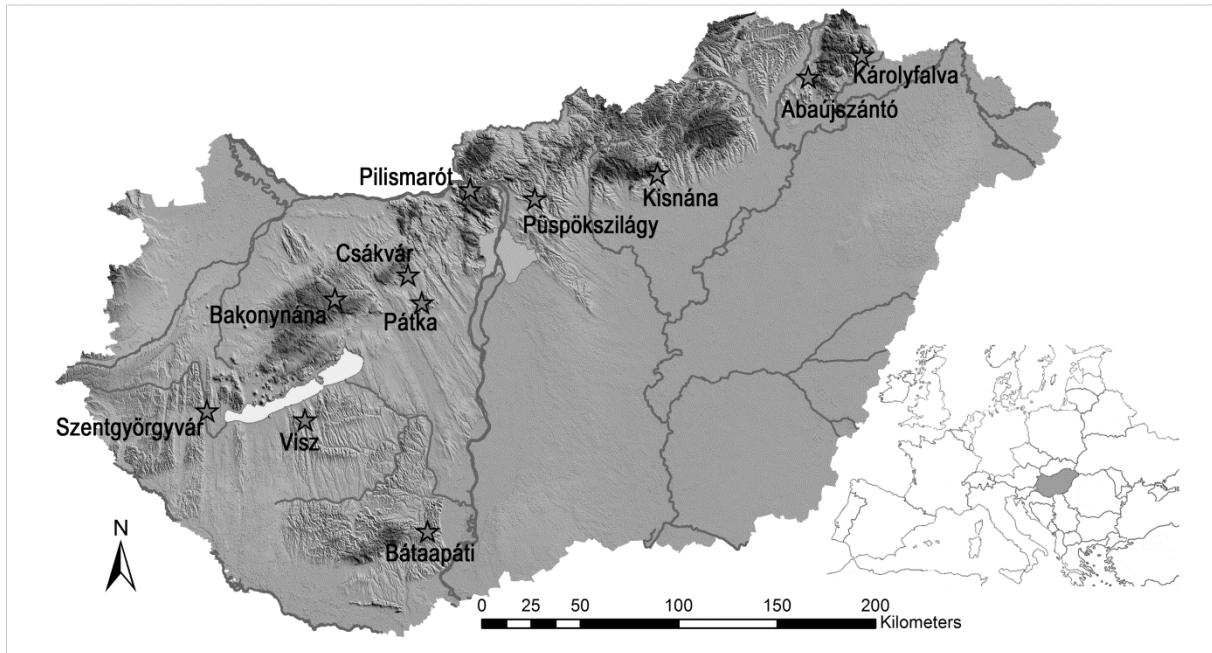


Figure 1. Location of plot measurements in Hungary  
 1. ábra A parcellás mérések elhelyezkedése hazánkban

The appearance of the USLE concept (WISCHMEIER and SMITH 1978) provided a standard way for sheet erosion measurement. Its high efficiency was associated with easy applicability, which is why the USLE method became widely accepted even in Hungary behind the *iron curtain*. Although considerable more plot measurement data was registered and stored this study focuses on only ten locations on the basis of seventeen publications. Most of the measured data are still unavailable since they manifested only in manuscripts even though some of them contain data that covers long periods of time (more than 10 years continuous monitoring).

Some of the sources present single precipitation induced runoff and soil loss values, other reveal derived values (e.g. soil erodibility (K) factor from the USLE) (Table 1). A common problem in sources from former times was the exchangeability and comparability of the presented data due to the lack of certain precipitation parameters or soil bulk density. The bulk density of soil loss is generally much less than that of the in situ soil, hence soil loss values presented in bulk units are hardly comparable to those of weight units.

The most accepted calculation methods concern an annual period even though often a few precipitation events result almost in the total amount of annual soil loss. This phenomenon is typical for semiarid regions such as the Mediterranean but due to climate change it is becoming even more frequent even in Hungary. Accordingly the same sediment gathering infrastructure has to collect and store sediment and soil loss of various orders of magnitude. This is why there is no completely accepted and widespread sediment collector equipment in Hungary—even the most up to date devices can not handle extreme events, which often causes data loss.

Table 1. Plot measurement properties in Hungary. The presented values are means. (K: soil erodibility factor of the USLE; R: rain erosivity factor of the USLE; A: soil loss; RR: runoff rate; question mark refers to ambiguous data)  
 1. táblázat Magyarországi parcellás eróziómérések A pulikált eredmények átlagok. (K: USLE erodálhatósági tényező; R: USLE esőenergia tényező; A: talajvesztés; RR: lefolyási ráta; a kérdőjel kétes adatot jelöl)

Location	Purpose	Plot size (m)	No of plots	Soil	Land use	Moni-toring period	Slope steepness (%)	Published results	Source
<b>Csákvár</b>	USLE K factor	1×8	10	Regosols Leptosols	Black fallow	1990- 1997	14	K values for five soils	KERTÉSZ and RICHTER 1997; KERTÉSZ et al. 2004,
<b>Visz</b>	USLE K, C factors	2×22	4	Cambisol	Black fallow Pasture	1999	9	K=0.034	TÓTH et al. 2001.
<b>Kisnána</b>	Erodibility	various	6?	Luvisol	Forest	1958- 2009	?	Results of single events	BÁNKY 1959a
<b>Szent- györgyvár</b>	Tillage com- parison	24×50	4	Luvisol	Arable land	2003- 2009	9	Annual runoff and soil loss values	BÁDONNYI et al. 2008; KER- TÉSZ et al. 2007 KERTÉSZ et al. 2010 Madarász et al. 2011
<b>Püspök- szilágy</b>	USLE K factor	2×22	4	Cambisol & Luvisol	Black fallow	2000	9	Results of single events	BALOGH et al. 2003
<b>Bátaapáti</b>	USLE K factor	2×22	2	Leptosol	Black fallow	2006	9	K=0.2, A=30 t ha <sup>-1</sup> , R=140 kJ m <sup>-2</sup> mm h <sup>-1</sup>	BALOGH et al. 2008
<b>Pilismarót</b>	Erodibility	various	6	Luvisol	Arable land	1982- 1985	14-23	RR=0.04; A= 10.2 g m <sup>-2</sup>	GÓCZÁN & KERTÉSZ 1988, 1990; KERTÉSZ 1987
<b>Bakonyhána</b>	Erodibility	various	6	Luvisol	Arable land	1976- 1984	18-29	RR=5.6	KERTÉSZ and GÓCZÁN 1990; GÓCZÁN and KERTÉSZ 1988
<b>Abatújszántó</b>	Geotextil effect	2×10	16	Cambisols	Vineyard Orchard	2007- 2008	10-20	K= 0.002; 0.004; 0.035	KERTÉSZ et al. 2007b,c
<b>Károlyfalva</b>	Erodibility	0.8×2.5	4	Cambisol	Black fallow	1986	18	Results of single events	KERÉNYI 1991, 2006
<b>Pátka</b>	Model calibra- tion	2×20 1.8×60	3	Cambisol Chernozem	Arable field Vineyard Orchard	1999- 2002	4-13	Results of single events	BARTA 2004

The most adequate database among the investigated sources is based on the Csákvár experimental station (Figure 2). The K factor for five representative soils of the Lake Balaton catchment was determined over several years. Four soil types were transported to the station in order to equalize climatic conditions. Each investigated soil was originally shallow, therefore after the settlement of the replaced soil the circumstances were the same as in the in situ locations (KERTÉSZ and RICHTER 1997). Eight years of measurement was calculated into eight separate K factor values for each of the five investigated soils (KERTÉSZ et al. 2004).

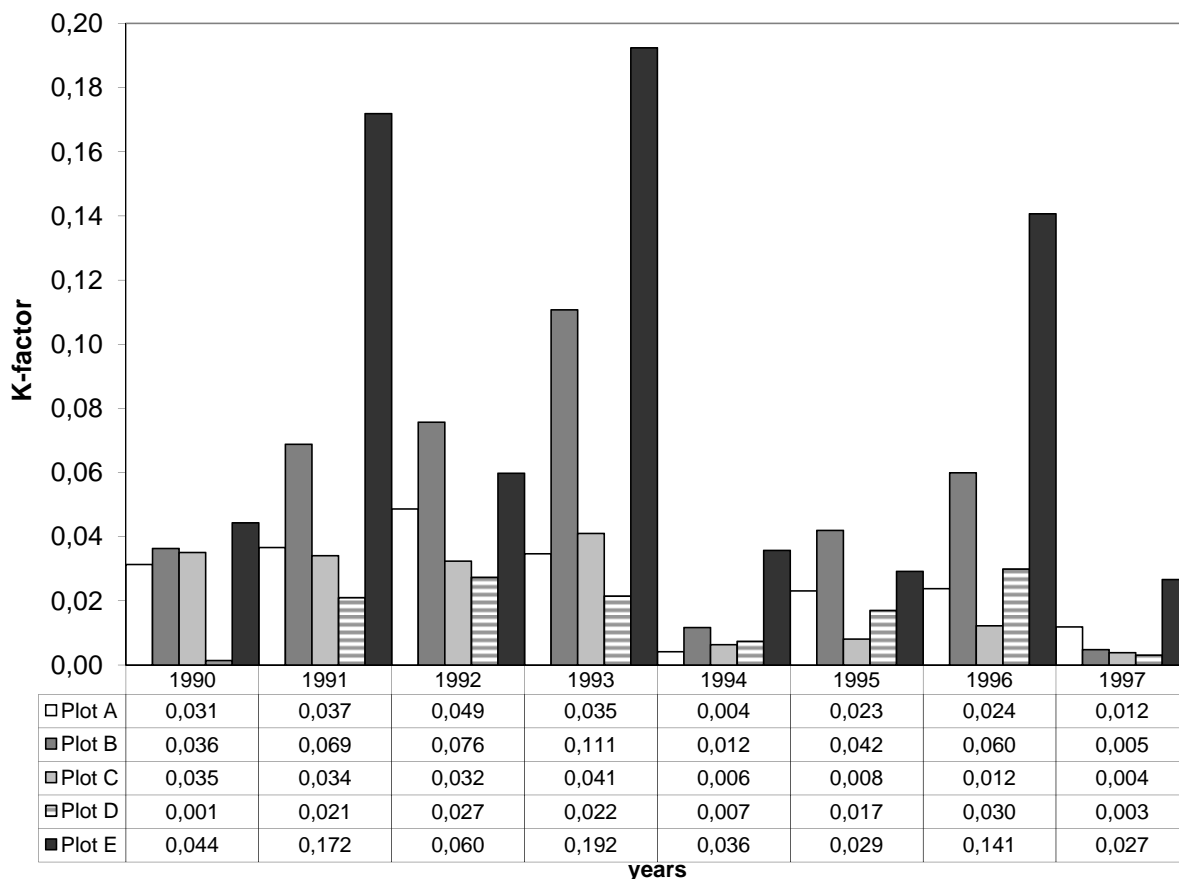


Figure 2. Measured K values on Csákvár station (A: Lithosol, sandy silt; B: Cambisol, silty sand; C: Cambisol silty clay; D: Rendzina silty clay; E: Cambisol silty clay) After KERTÉSZ et al. (2004)

2. ábra Mért K értékek a Csákvári Állomásról (A: Köves sziklás váztalaj, homokos vályog; B: Váztalaj homok; C: Földes kopár agyag; D: Lejtőhordalék agyag; E: Rendzina silty clay) KERTÉSZ et al. (2004)

Presumably the database measured at the Kislána station contains the highest amount of data, however it has yet to be published. On the basis of the available data here, no valuable calculations or comparisons can be made.

Some parts of the data measured at Szentgyörgyvár are published both in a detailed rough format and in a summarized format (Table 2), hence they are not particularly applicable for further calculations or comparisons (BÁDONNYI et al. 2008, KERTÉSZ et al. 2007, KERTÉSZ et al. 2010). Moreover the main parts of the database are still unavailable for the scientific community.



Table 2. Main measured parameters on the Szentgyörgyvár site. (R: USLE erosivity factor; Dep: deposited soil loss; Susp: suspended soil loss) After BÁDONYI et al. 2008 and MADARÁSZ et al. 2011

2. táblázat Szentgyörgyvári Állomás által mért főbb adatok . (R: USLE esőenergia tényező; Dep: ülepedő talajveszteség; Susp: lebegtetett talajveszteség) BÁDONYI et al. 2008 és MADARÁSZ et al. 2011 alapján

Year	R	Tillage	Runoff	Runoff rate	Dep.	Susp.	Total Soil loss
	$\text{kJ m}^{-2} \text{mm h}^{-1}$		$\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$	$\text{kg ha}^{-1}$	$\text{kg ha}^{-1}$
2004	51.34	Conventional	15.458	0.010	57	9	67
		Minimum	2.708	0.002	3	2	5
		M/C %	17.5	17.5	5.3	20.9	7.5
2005	173.35	Conventional	892.127	0.290	4542	264	4806
		Minimum	342.531	0.111	101	74	175
		M/C %	38.4	38.4	2.2	28	3.6
2006	40.24	Conventional	448.631	0.015	7331	591	7922
		Minimum	110.44	0.005	1.1	64	165
		M/C %	24.6	35.9	1.4	10.8	2.1
Mean for 2007-2009	n.a.	Conventional	26.2	0.04	n.a.	n.a.	1540
		Minimum	9.4	0.014	n.a.	n.a.	580
		M/C %	35.9	35	n.a.	n.a.	37.7

The published parts of the erosion measurements carried out at Bábaapáti and Püspökszilágy are short-term case studies. Since the data issued are separated and point scale, both in time and space, the usage of these measurements are limited.

Plot measurements taken place next to Abaújszántó were aimed to quantify the role of organic geotextiles in soil protection (JAKAB et al. 2012), moisture conservation (KERTÉSZ et al. 2011) and erosion control (Table 3).

Table 3. Main result of biological geotextiles covered plot measurements at Abaújszántó 2006-2008

3. táblázat Geotextillel fedett parcellák mért értékei Abaújszántón 2006-2008

	Orchard		Espalier vineyard			Traditional vineyard		
	Jute	Un-covered	Jute	Borassus	Buriti	Un-covered	Jute	Un-covered
Soil loss ( $\text{t ha}^{-1} \text{year}^{-1}$ )	0.56	2.63	5.29	2.83	6.67	24.83	0.12	0.13
K ( $\text{t h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ )	n.a.	0.0045	n.a.	n.a.	n.a.	0.0427	n.a.	0.0002
P	0.21	n.a.	0.21	0.11	0.27	n.a.	0.98	n.a.
Runoff $\text{mm year}^{-1}$	7.1	9.5	13.7	17.2	11.2	29.0	7.5	6.3
Runoff rate	0.013	0.017	0.025	0.036	0.023	0.053	0.014	0.011

Some of data measured next to Pilismarót and Bakonyána are published in a single storm resolution, however the database seems to be incomplete in terms of the lengths of the measuring period. The presented values are often difficult to compare due to the lack or insufficiency of certain parameters such as surface coverage. The annual summaries have not yet been calculated and because of the length of the elapsed time it is unlikely they will ever be. Although runoff and soil loss results measured at Pátka were of high quality, even for soil erosion prediction model building (BARTA 2004), they were not available for further calculations. Similarly the database built at Károlyfalva seems to contain very useful data but neither the literature, the rough database or the calculated values are available.

*Rainfall simulation studies*

Plot measurement results hardly depend on recent climatic conditions. In the absence or abundance of some certain types of precipitation that occurred under a special soil condition, the measured annual values can differ remarkably from each other. Hence the gained results are comparable only with limitations. To ensure the possibility of a better comparison artificial precipitation forming devices were needed. Reflecting this need the first rainfall simulator was designed and constructed parallel to the global trend and the first plot constructions in Hungary by MATTYASOVSKY (1953) in the 50s and KAZÓ (1967) in the 60s.

Table 4. Rainfall simulator studies in Hungary  
4. táblázat Eső-szimulátoros vizsálatok Magyarországon

Type of simulator	Plot size	Purpose of using a rainfall simulator	Source
Rotating Drop former, field	0.25 m <sup>2</sup>	Infiltration, water management	KAZÓ 1966b
Rotating Drop former, field	0.25 m <sup>2</sup>	Soil erodibility	KAZÓ 1967
Rotating Drop former, lab	0.25 m <sup>2</sup>	Splash erosion	KERÉNYI 1982, 1984b, 1986
Individual drop former, field	8 m <sup>2</sup>	Soil erodibility	KERTÉSZ and RICHTER 1997
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility	CSEPINSZKY et al. 1998
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility, infiltration	CSEPINSZKY et al. 1999a-b
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility, infiltration	CSEPINSZKY and JAKAB 1999
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility	CENTERI et al. 2001
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility, soil loss prediction	CENTERI 2002a
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility, crop rotation	CENTERI 2002b
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility	CENTERI 2002c
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility	CENTERI et al. 2002
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility, crusting impact	KERTÉSZ et al. 2002
Fix Nozzle type, field	10 m <sup>2</sup>	Phosphorus loss, erodibility	AZAZOGLU et al. 2003a,b
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility	CENTERI 2003
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility	CENTERI and PATAKI 2003
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility, infiltration	SCHWEITZER et al. 2003
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Model comparison	CENTERI et al. 2004
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility, infiltration	JAKAB 2004
Fix Nozzle type, field	10 m <sup>2</sup>	Phosphorus loss, comparison of simulators	SISÁK et al. 2004a,b
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility	CENTERI et al. 2005
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility, infiltration	JAKAB and SZALAI 2005
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erodibility, Canopy effect	SZÜCS et al. 2006
Individual drop former, lab.	0.5 m <sup>2</sup>	Karst corrosion	ZÁMBÓ and WEIDINGER 2006
Fix Nozzle type, field	0.25 m <sup>2</sup>	Soil erodibility, tillage effect	KERTÉSZ et al. 2007
Fix Nozzle type, field	10 m <sup>2</sup>	Phosphorus loss	STRAUSS et al. 2007.
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Soil erosion, canopy effect	BALOGH et al. 2008
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Model comparison	CENTERI et al. 2009
Fix Nozzle type, field	10 m <sup>2</sup>	Rill initiation	HAUSNER and SISÁK 2009a,b
Fix Nozzle type, field	10 m <sup>2</sup>	Model calibration	HAUSNER 2010
Alternating Nozzle type, field	12 m <sup>2</sup>	Crusting, SOC erosion	JAKAB et al. 2013
Fix Nozzle type, lab.	0.5 m <sup>2</sup>	Aggregate erosion, crusting	SZABÓ et al. 2015

Artificial rainfall simulation has many advantages. It makes the investigations cost-effective, thus theoretically any type of rainfall characteristic can be applied at any time and any place. The purpose of usage also widely varies. In addition to soil loss, runoff and infiltra-

tion studies, the device is also perfect for measurements on splash erosion, nutrient movements, contamination leaching, sealing, crusting, organic carbon degradation, and karst corrosion (Table 4). Rainfall simulation studies in Hungary were reviewed in detail by CENTERI et al. (2010).

### **Descriptive investigations for process estimations**

A detailed survey of an area can provide much more information than simply the degree of soil erosion at various spots. The spatial distribution can be compared to other databases such as (1) to other areas comparing the missing or deposited soil values at definite geomorphologic sites; or (2) to the same area from another time. Additionally, if they are well documented, spatial comparisons can be done by applying individual studies from a wide range of published investigations. On the other hand, for temporal comparisons, repeated surveys or standardized estimated initial conditions are needed on the same location, which are generally created by the same research staff.

#### *Tracer detections*

Tracers are very useful tools for soil redistribution investigations. Most of the materials can act as a tracer in soil replacement detection, however some artificial materials are more suitable than others. Since Hungary is located close to the Ukraine fallout from the nuclear accident at Chernobyl nearly contaminated the whole territory of the country as much. Cs-137 detection in soil redistribution therefore can provide soil loss and landscape evolution data both in hillslope (CSEPINSZKY et al. 1999c) and catchment scale (DEZSŐ et al. 2004; KERTÉSZ and JAKAB 2011). Results demonstrated that soil loss of an ordinary transdanubian catchment of 100 km<sup>2</sup> originated partly from subsoil due to gully erosion (~50%) and partly from topsoil due to sheet erosion (50%) (JAKAB et al. 2009).

Retrospective estimates of deposition processes show that many chemical soil parameters can be used such as high phosphate content (CENTERI 2010), mineralogical composition (NAGY et al. 2012), CaCO<sub>3</sub> or soil organic matter (JAKAB et al. 2014). These studies report a relatively high deposition rate at the footslope position (generally more than two meters), however the exact volume of soil loss along the investigated hillslope could only be estimated.

For detailed analytical investigations the in situ, real time artificial contamination methods are more applicable than the retrospective ones. For tracers rear earth oxides are used to determine the effects of erosion and tillage. This technique is not widespread in Hungary, however TÓTH (2015) presented preliminary results from rear earth oxide distribution results due to erosion under various tillage systems in Zala county.

#### *Remote sensing*

The use of aerial photographs for surveying soil erosion in Hungary dates back to 1966. MIKE (1966) tried to emphasize the advantages of this method compared to the traditional field survey, however, she focused mainly on gully erosion. As the calculation capacity of computers increased, remote sensing image interpretations became generally available even for sheet erosion surveys. VERŐNÉ WOJTASZEK (1996) compared calculated USLE soil loss categories to those interpreted from landsat images for a tilled sample field of 200 ha. The highest differences (37% both) were found in the soil loss categories of 5-10 t ha<sup>-1</sup> and 15 < t ha<sup>-1</sup>, while the ratio of the area classified to the same category was only 11%. The difficulties mentioned were the disturbing influence of differences in plant coverage. A few years later VERŐNÉ

WOJTASZEK and BALÁZSIK (2008) published soil erosion map results derived from remote sensing images for a whole catchment (~ 120 km<sup>2</sup>). These results were validated using field samples. The authors reported that changes in soil quality were detected even under vegetation coverage. Nevertheless this method cannot be automatized as the identification of learning areas is valid for only one image, hence changes in soil moisture content, soil status or vegetation cover can change soil radiation dramatically.

### **Complex studies**

In complex studies the descriptive investigation is generally completed with analytical and/or historical data describing the complex process that formed the present landscape. SZILASSI et al. (2006) investigated the role of land use change in the fluctuating intensity of soil erosion at a small catchment in the Balaton region and concluded that land use patterns have a unique importance in soil loss values.

### **Conclusions**

Sheet erosion measuring methods used in Hungary have always been in accordance with the methods used by the rest of the world. The level of the designed experiments and equipment in Hungary has also increased with international standards. The country spent significant resources to construct and maintain their erosion measuring facilities that resulted in valuable databases at several locations. The most notable weakness of these efforts has been the poor publicity of these results due to the majority of the cases data stored in paper-based raw format without having gone through analysis.

Presently almost all the monitoring activities have been halted mainly due to financial problems. The existing raw data are unavailable for the scientific community, however with minimal additional investment they would become important resources for model calibrations and other soil science purpose. This course of action would be much more inexpensive than beginning new monitoring activities.

Conversely, some may say that it would be sufficient to use the erosion data measured by neighboring countries and there is no need to spend additional money for such costly business. Moreover, the existing correlations are losing their relevance due to the increasingly acute influences of climate change. However, Hungary has very diverse patterns of soil types, land use, climatic conditions and parent rock material that makes the expansion of the results difficult. Additionally the question of up- and downscaling among scales proves problematic without measured data.

Regardless, soil erosion is a rather serious problem—also in Hungary—that requires action. According to the opinion of the authors the increasing quantity of available data on soil erosion provides a higher level of security for the country.

## References

- ÁDÁM L. 1967: Soil erosion on the Szekszárd hills. *Földrajzi értesítő* 16: 451–469. In Hungarian
- AZAZOGLU E., STRAUSS P., SISÁK I., KLAGHOFER E., BLUM W. 2003a: Effect of repeated rainfall on phosphorus transport on surface runoff. Diffuse input of chemicals into soil and groundwater - Assessment and management. Dresden, Conference Proceedings 265–268.
- AZAZOGLU E., STRAUSS P., SISÁK I., KLAGHOFER E., BLUM W. 2003b: The effect of water quality and successive rainfall on infiltration, runoff and soil loss. COST action 623 "Soil erosion and global change" Final meeting and conference. Book of abstract and field guide 54–55.
- BÁDONYI K., MADARÁSZ B., KERTÉSZ Á., CSEPINSZKY B. 2008: Study of the relationship between tillage methods and soil erosion on an experimental site in Zala County. *Földrajzi Értesítő* 57(1-2): 147–167. In Hungarian with English abstract
- BALOGH J., JAKAB G., SZALAI Z. 2008: Erosion measurements on runoff plots. In: SCHWEITZER F., BÉRCI K., BALOGH J. (eds.) A Bábaapátiban épülő nemzeti radioaktív hulladék-tároló környezetföldrajzi vizsgálata. 2008. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 105–115. In Hungarian
- BALOGH J., BALOGHNÉ DI GLÉRIA M., JAKAB G., SZALAI Z. 2008: Soil erosion research applying artificial rain. In SCHWEITZER F., BÉRCI K., BALOGH J. (Eds.) A Bábaapátiban épülő nemzeti radioaktív hulladék-tároló környezetföldrajzi vizsgálata. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, Hungary 2008; pp. 90–104. In Hungarian
- BÁNKY GY. 1959a: Soil erosion and protection in Heves County, Hungary. *Az erdő* 94(7): 245–250. In Hungarian
- BÁNKY GY. 1959b: Three-years results of the soil erosion gauging station in Kisnána. *Erdészeti Kutatások* 6(3): 139–160. In Hungarian
- BARTA K. 2004: Building soil erosion model based on EUROSEM. PhD thesis, Dept. of Physical Geography and Geoinformatics, University of Szeged, Hungary, p. 84. In Hungarian
- CENTERI Cs. 2002a: Importance of local soil erodibility measurements in soil loss prediction. *Acta Agronomica Hungarica* 50(1): 43–51.
- CENTERI Cs. 2002b: Measuring soil erodibility in the field and its effects on soil-protecting crop rotation. *Növénytermelés* 51(2): 211–222.
- CENTERI Cs. 2002c: The role of vegetation cover in the control of soil erosion on the Tihany Peninsula. *Acta Botanica Hungarica* 44(3–4): 285–295.
- CENTERI Cs., BARTA K., JAKAB G., BÍRÓ Zs., CSÁSZÁR A. 2004: Comparison of the results of soil loss prediction with WEPP and EUROSEM models based on 'in situ' soil loss measurements. In: KERTÉSZ Á., KOVÁCS A., CSUTÁK M., JAKAB G., MADARÁSZ B. (eds.) 4th International Congress of the ESSC: 25–29 May 2004, Budapest - Hungary, proceedings volume. 357 p. Budapest: Geographical Research Institute Hungarian Academy of Sciences, pp. 355–357.
- CENTERI Cs., CSEPINSZKY B., JAKAB G., PATAKI R. 2001: Soil erodibility measurements with rainfall simulations in Hungary. In: Land management and soil protection for future generations: IX. Congress of Croatian Society of Soil Science. Brijuni, Horvátország, Croatian Society of Soil Science - International Union of Soil Sciences, p. 123.
- CENTERI Cs., JAKAB G., BARTA K., SZALAI Z., CSÁSZÁR A. 2005: Comparison of some Soil erosion prediction models applied in Hungary. *Talajvédelem* 13: 183–192. In Hungarian
- CENTERI Cs., JAKAB G., SZALAI Z., MADARÁSZ B., SISÁK I., CSEPINSZKY B., BÍRÓ Zs. 2011: Rainfall simulation studies in Hungary In: FOURNIER A. J. (ed.) Soil erosion: causes, processes and effects. 276 p. New York; Basel: Nova Science Publishers, pp. 177–218. (Environmental science, engineering and technology)
- CENTERI Cs., PATAKI R., BARCZI A. 2002: Soil erosion, soil loss tolerance and sustainability in Hungary. In: Land Degradation: New Trends towards Global Sustainability. The 3rd International Conference on Land Degradations, Rio de Janeiro, Brazilia, Embrapa Solos - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, pp. 1–3.
- CENTERI Cs., PATAKI R. 2003: Importance of determining Hungarian soil erodibility values in connection with the soil loss tolerance values. *Tájékológiai Lapok* 1(2): 181–192. In Hungarian with English abstract
- CENTERI Cs., PENKSZA K., MALATINSZKY Á., PETŐ Á., VONA M. 2010: Potential effects of different land uses on phosphorus loss over the slope in Hungary. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, Brisbane, Australia; Published on CD
- CENTERI Cs., JAKAB G., SZALAI Z., MADARÁSZ B., SISÁK I., CSEPINSZKY B., BÍRÓ Zs. 2011: Rainfall simulation studies in Hungary. In: FOURNIER A. J. (ed.) Soil Erosion: Causes, Processes and Effects. NOVA Publisher, New York pp. 177–218. ISBN: 978-1-61761-186-5
- CENTERI Cs., BARTA K., JAKAB G., SZALAI Z., BÍRÓ Zs. 2009: Comparison of EUROSEM, WEPP, and MEDRUSH model calculations with measured runoff and soil-loss data from rainfall simulations in Hungary. *Journal of plant nutrition and soil science* 172: 789–797.

- CERDAN O., POESEN J., GOVERS G., SABA N., BISSONNAIS Y., GOBIN A., VACCA A., QUINTON J., AUERSWALD K., KLIK A., KWAAD F., ROXO M.J. 2006: Sheet and rill erosion. In: BOARDMAN J., POESEN J. (eds.) *Soil erosion in Europe*. Wiley Chichester UK, pp. 501–514.
- CSEPINSZKY B., CSISZÁR B., JAKAB G., JÓZSA S. 1998: Soil erodibility measurements on lake Balaton catchment using rainfall simulation. Unpublished manuscript PATE GMK Keszthely, Hungary. In Hungarian
- CSEPINSZKY B., DEZSŐ Z., JAKAB G., JÓZSA S. 1999c: Possibilities of soil erosion measurements using radionuclide fallouts from the atmosphere. In LELKES J. (ed.) *A sugárzástechnika mező- és élelmiszergazdasági alkalmazása, Öntözési Kutató Intézet, Szarvas, Hungary 61–66*. In Hungarian with English abstract
- CSEPINSZKY B., JAKAB G. 1999: Rainfall simulator to study soil erosion. XLI. Georgikon napok, Keszthely Hungary; pp.294–298. In Hungarian with English abstract
- CSEPINSZKY B., JAKAB G., JÓZSA S. 1999a: Artificial rain, infiltration and soil loss. XLI. Georgikon napok, Keszthely, Hungary; pp. 424–429. In Hungarian
- CSEPINSZKY B., JAKAB G., KISFALUSI F. 1999b: Measurement of infiltration and potential charging of initial erosion with rainfall-simulator V. International congress on bioconversion of organic wastes and protection of environment, Ukraine Abstract book; p. 129.
- DE VENTE J., POESEN J. 2005: Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. *Earth-Science Reviews* 71: 95–125.
- DEZSÉNYI Z., LENDVAI Z. 1986: Erosion conditions in the watershed area of river Zala and its effect on the quality of surface waters. *Agrokémia és Talajtan* 35(3–4) 363–382. In Hungarian with English abstract
- DEZSŐ Z., BIHARI A., CSÉSZKO T. 2004: Investigation of soil erosion in arable land in Hungary using radiotracer technique. *ATOMKI Annual Report* 18: 57–58.
- DÖVÉNYI Z. (ed.) 2010: Inventory of microregions in Hungary. MTAFKI, Budapest, Hungary. p. 860. In Hungarian
- DUCK T. 1960: Survey and evaluation of eroded sites. *MTA Agrártudományok Osztályának Közleményei* 18: 431–442. In Hungarian with English abstract
- DUCK T. 1966: The behavior of some brown forest soil types against erosion. *Agrokémia és Talajtan* 15(2): 263–276. In Hungarian with English abstract
- FEKETE Z. 1953: Contest against soil erosion on arable lands. *Agrártudomány* 9: 17–23. In Hungarian
- GÓCZÁN L., KERTÉSZ Á. 1988: Some results of soil erosion monitoring at a large-scale farming experimental station in Hungary. *Catena Suppl.* 12: 175–184.
- GONZÁLEZ-HIDALGO J.C., PENA-MONNÉ J.L., LUIS M. 2007: A review of daily soil erosion in Western Mediterranean areas. *Catena* 71: 193–199.
- HAUSNER Cs. 2010: Calibration and parameterization of a model simulating transition between sheet and rill erosion. In: CENTERI Cs., BODNÁR Á., JUNG I., FALUSI E. (eds.) *TUDOC-2010 Kárpát-Medencei Doktoranduszok Nemzetközi konferenciája. Konferencia Kiadvány SZIE, Gödöllő 90–102*. ISBN: 978-963-269-186-2 In Hungarian with English abstract
- HAUSNER Cs., SISÁK I. 2009a: Predicting risk of rill initiation in a sub-catchment of lake Balaton, Hungary. EGU General Assembly Vienna, Austria, Proceedings
- HAUSNER Cs., SISÁK I. 2009b: Susceptibility of soils to rill erosion in the watershed of lake Balaton, Hungary. *Bridging the centuries: 1909–2009 Budapest, Hungary, Book of Abstracts* p. 27.
- HRVATIN M., KOMAC B., PERKO D., ZORN M. 2006: Slovenia. In: BOARDMAN J., POESEN J. (eds) 2006: *Soil erosion in Europe*. Wiley Chichester UK, pp. 155–166.
- IONITA I., RADOANE M., MIRCEA S. 2006: Romania. In: BOARDMAN J., POESEN J. (eds.) 2006: *Soil erosion in Europe*. Wiley Chichester UK, pp. 155–166.
- JAKAB G. 2004: Erodibility measurements using rainfall simulator. *Táj, tér, tervezés. Geográfus doktoranduszok VIII. országos konferenciája; Szeged, Hungary, CD kiadvány ISBN 963-482-687-3* In Hungarian
- JAKAB G., CENTERI Cs., MADARÁSZ B., SZALAI Z., ÓRSI A., KERTÉSZ Á. 2011: Plot measurements in Hungary. *Talajvédelem (különszám)* 139–144.
- JAKAB G., MADARÁSZ B., SZALAI Z. 2009: Gully or sheet erosion? A case study at catchment scale. *Hungarian Geographical Bulletin* 58(3): 151–161.
- JAKAB G., NÉMETH T., CSEPINSZKY B., MADARÁSZ B., SZALAI Z., KERTÉSZ Á. 2013: The influence of short term soil sealing and crusting on hydrology and erosion at Balaton Uplands, Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 8(1): 147–155.
- JAKAB G., SZALAI Z. 2005: Erodibility measurements in the Tetves catchment using rainfall simulator. *Tájökológiai Lapok* 3: 177–189. In Hungarian with English abstract
- JAKAB G., SZALAI Z., KERTÉSZ Á., TÓTH A., MADARÁSZ B., SZABÓ Sz. 2012: Biological geotextiles against soil degradation under subhumid climate - a case study. *Carpathian Journal of Earth and Environmental sciences* 7(2): 125–134.
- JANKAUSKAS B., JANKAUSKIENE G. 2003: Erosion-preventive crop rotations for landscape ecological stability in upland regions of Lithuania. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95: 129–142.

- KAZÓ B. 1966a: Methods for soil erosion measurements. *Agrokémia és Talajtan* 15(2): 389–391. In Hungarian with English abstract
- KAZÓ B. 1966b: Determination of water regime properties of soils with an artificial rainfall simulator. *Agrokémia és Talajtan* 15(2): 239–252. In Hungarian with English abstract
- KAZÓ B. 1967: A new method for soil erosion mapping using rainfall simulator. *Földrajzi Értesítő* 16: 375–386. In Hungarian with English abstract
- KERÉNYI A. 1982: Quantitative study on artificial raindrop impacts on sand in model experiments. *Agrokémia és Talajtan* 31(1–2): 165–178. In Hungarian
- KERÉNYI A. 1984a: A quantitative method supplementing traditional soil erosion mapping. *Agrokémia és Talajtan* 33(1–2): 458–486. In Hungarian with English abstract
- KERÉNYI A. 1984b: The effect of drop impact erosion on the size differentiation of sand particles. *Agrokémia és Talajtan* 33(1–2): 63–74. In Hungarian with English abstract
- KERÉNYI A. 1986: Laboratory simulation study on the initial erosion of sand and soils with well developed structure. *Agrokémia és Talajtan* 35(1–2): 18–38. In Hungarian with English abstract
- KERÉNYI A. 1991: Soil erosion, mapping, laboratory and field experiments. *Akadémiai Kiadó*. Budapest, Hungary, p. 219. In Hungarian
- KERÉNYI A. 2006: Quantitative assessment of sheet and gully erosion on the basis of measurements at Bodrogkeresztúr, Hungary. In: CSORBA P. (ed.) *Tiszteletkötet Martonné dr Erdős Katalin 60. születésnapjára*, University of Debrecen, Debrecen, Hungary pp. 67–77. In Hungarian
- KERTÉSZ A., GÓCZÁN L. 1990: Results of soil loss and runoff volumes measured on the experimental plots of MTA FKI, Bakonyháza. *Földrajzi Értesítő* 39: 47–60. In Hungarian with English abstract
- KERTÉSZ A., CENTERI Cs. 2006: Hungary In: BOARDMAN J., POESEN J. (Eds.) *Soil erosion in Europe*, Wiley Chichester UK. pp. 139–153.
- KERTÉSZ A., MADARÁSZ B., CSEPINSZKY B., BENKE Sz. 2010: The Role of conservation agriculture in landscape protection. *Hungarian Geographical Bulletin* 59(2): 167–180.
- KERTÉSZ A. 1987: Investigation of soil loss through erosion measurements. *Földrajzi Értesítő* 36(1–2): 115–142. In Hungarian
- KERTÉSZ, Á., HUSZÁR, T., JAKAB, G. 2004: The effect of soil physical parameters on soil erosion. *Hungarian Geographical Bulletin* 53(1–2): 77–84.
- KERTÉSZ A., JAKAB G. 2011: Gully erosion in Hungary, review and case study, *Procedia - Social and Behavioral Sciences* 19: 693–701.
- KERTÉSZ A., RICHTER G. 1997: Field work experiments and methods. *The Balaton project ESSC newsletter* 2–3, 15–17.
- KERTÉSZ A., SZALAI Z., JAKAB G., TÓTH A., SZABÓ Sz., MADARÁSZ B., JANKAUSKAS B., GUERRA A., BEZERRA J., PANOMTARANICHAGUL M., CHAU THU D., YI Z. 2011: Biological geotextiles as a tool for soil moisture conservation. *Land Degradation and Development* 22: 472–479.
- KERTÉSZ A., BÁDONYI K., MADARÁSZ B., CSEPINSZKY B. 2007: Environmental aspects of Conventional and Conservation tillage. In: GODDARD T., ZOEBISCH M., GAN Y., ELLIS W., WATSON A., SOMBATPANIT S. (Eds.) *No-till farming systems*. Special Publication No. 3; World Association of Soil and Water Conservation, Bangkok; pp. 313–329.
- KERTÉSZ A., CSEPINSZKY B., JAKAB G. 2002: The role of surface sealing and crusting in soil erosion. *Technology and Method of Soil and Water Conservation Volume III. – Proceedings - 12th International Soil Conservation Organization Conference, May 26 – 31, Beijing, China*. Tsinghua University Press, 29–34.
- MADARÁSZ B., BÁDONYI K., CSEPINSZKY B., MIKA J., KERTÉSZ A. 2011: Conservation tillage for rational water management and soil conservation. *Hungarian Geographical Bulletin* 60(2): 117–133.
- MÁTÉ F. 1987: Mapping on modern Lake Balaton bottom sediments. *Magyar Állami Földtani Intézet jelentése az 1985. évről*, pp. 367–379. In Hungarian with English abstract
- MATTYASOVSKY J., DUCK T. 1954: Effect of erosion on nutrients in soils. *Agrokémia és Talajtan* 3(3): 163–172. In Hungarian with English abstract
- MATTYASOVSKY J. 1953: Investigation of the Permeability of Soils and Application of the Results in Soil Protection. *Agrokémia és Talajtan* 2: 161–172. In Hungarian with English abstract.
- MIKE Zs. 1966: The use of aerial photographs in assessment of soil erosion and in soil conservation plans. *Agrokémia és Talajtan* 15(2): 353–362. In Hungarian with English abstract
- NAGY R., ZSÓFI Zs., PAPP I., FÖLDVÁRI M., KERÉNYI A., SZABÓ Sz. 2012: Evaluation of the relationship between soil erosion and the mineral composition of the soil: a case study from a cool climate wine region of Hungary. *Carpathian journal of earth and environmental sciences* 7(1): 222–230.
- NÉGYESI G., LÓKI J., BURÓ B., SZABÓ J., BAKACSI Zs. 2014: The potential wind erosion map of an area covered by sandy and loamy soils – based on wind tunnel measurements. *Zeitschrift für Geomorphologie*, DOI: 10.1127/0372-8854/2014/0131



- NOVÁKY B. 2001: Observation and evaluation of TIM erosion monitoring points. Földrajzi konferencia, Szeged, 2001. 10. 25-27., Szegedi Tudományegyetem TTK Természeti Földrajzi Tanszéke CD pp. 1–14. In Hungarian
- RHODES C.J. 2014: Soil erosion, climate change and global food security: challenges and strategies. *Science Progress* 97(2): DOI: 10.3184/003685014X13994567941465
- SISÁK I., CSEPINSZKY B., MÁTÉ F., SZÜCS P., BURUCS Z., STRAUSS P., AZAZOGLU E. 2004b: Comparison of two rainfall simulators. "Soil conservation in a changing Europe" 4th congress of the ESSC Budapest, Hungary, Proceedings 39–44.
- SISÁK I., MÁTÉ F., STRAUSS P., AZAZOGLU E. 2004a: Particulate and dissolved phosphorus loss from the watershed of Tetves-stream. "Soil conservation in a changing Europe" 4th congress of the ESSC Budapest, Hungary, Proceedings 92–96.
- STANKOVIANSKY M., FULAJTÁR E., JAMBOR P. 2006: Slovakia. In: BOARDMAN J., POESEN J. (Eds) *Soil erosion in Europe*. Wiley Chichester UK, pp. 117–138.
- STEFANOVITS P. 1964: Soil erosion in Hungary; genetic soil map OMMI genetikus talajtérképek 1, 7. In Hungarian
- STRAUSS P., BARBERIS E., SISÁK I., GRIGNANI C., ZAVATTARO L., SACCO D. 2007: Effect of repeated rainfall simulation on soil erosion, runoff and phosphorus transport. 5th Congress of the ESSC, Palermo, Italy, Book of abstracts
- STROOSNIJDER L. 2005: Measurement of erosion: Is it possible? *Catena* 64: 162–173.
- SZABÓ J., JAKAB G., SZABÓ B. 2015: Spatial and temporal heterogeneity of runoff and soil loss dynamics under simulated rainfall. *Hungarian Geographical Bulletin* 64(1): 25–34.
- SZALAI Z., BALOGH J., JAKAB G. 2013: Riverbank erosion in Hungary: with an outlook on environmental consequences. *Hungarian Geographical Bulletin* 62(3): 233–245.
- SZILASSI P., JORDÁN GY., VAN ROMPAEY A., CSILLAG G. 2006: Impacts of historical land use changes on erosion and agricultural soil properties in the Kali Basin at Lake Balaton, Hungary. *Catena* 68: 96–108.
- SZÜCS P. 2012: Scale dependence of soil erosion. PhD dissertation, Georgikon Faculty, Pannon University, Keszthely p. 146. In Hungarian with English theses
- SZÜCS P., CSEPINSZKY B., SISÁK I., JAKAB G. 2006: Rainfall simulation in wheat culture at harvest. *Cereal Research Communications* 34: 81–84.
- TÓTH A. 2015: Laboratory experiment on association of rare earth oxides to different aggregate sizes – preliminary study of a field scale research on sediment redistribution due to erosion. 5th Eugeo Congress on the Geography of Europe: 30 August - 2 September 2015, Budapest, Congress programme and abstracts p. 178.
- TÓTH A., JAKAB G., HUSZÁR T., KERTÉSZ Á., SZALAI Z. 2001: Soil erosion measurements in the Tetves Catchment, Hungary. In: JAMBOR, P., SOBOCKÁ, J. (Eds.) *Proceedings of the Trilateral Co-operation Meeting on Physical Soil Degradation*. Bratislava, Slovakia pp. 13–24.
- TÓTH CS., NOVÁK T., RAKONCZAI J. 2015: Hortobágy Puszta: Microtopography of Alkali flats. In: Lóczy D. (Ed.) *Landscapes and Landforms of Hungary*. (World Geomorphological Landscapes) 294 p. Dordrecht: Springer, pp. 237–156.
- VACCA A., LODDO S., OLLESCH G., PUDDU R., SERRA G., TOMASI D., ARU A. 2000: Measurement of runoff and soil erosion in three areas under different land use in Sardinia (Italy). *Catena* 40: 69–92.
- VÁRALLYAY GY. 1994: Soil data-base for long-term field experiments and sustainable land use. *Agrokémia és Talajtan* 43. 269–290.
- VERÓNÉ WOJTASZEK M. 1996: Remote sensing in the estimation of soil erosion on a sample area in Pázmánd. *Agrokémia és Talajtan* 45(1–2): 31–44. In Hungarian with English abstract
- VERÓNÉ WOJTASZEK M., BALÁZSIK V. 2008: Monitoring of soil erosion on the Tetves stream catchment area using satellite images. *Agrokémia és Talajtan* 57(1): 21–36. In Hungarian with English abstract
- WISCHMEIER W.H., SMITH D.D. 1978: Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. *USDA Agricultural Handbook 537*, US Government Printing Office, Washington D. C.
- ZÁMBÓ L., WEIDINGER T. 2006: Investigations of karst corrosional soil effects based on rainfall simulation experiment. In: KISS A., MEZŐSI G., SÜMEGHY Z. (Eds.) *Táj, környezet és társadalom. Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére*. Szeged. 757–765. In Hungarian

**LEPELERÓZIÓS VIZSGÁLATOK EREDMÉNYEI MAGYARORSZÁGON**JAKAB Gergely<sup>1</sup>, SZABÓ Judit<sup>2</sup>, SZALAI Zoltán<sup>1,2</sup><sup>1</sup>MTA CSFK Földrajztudományi Intézet  
1112 Budapest Budaörsi út 45. e-mail: jakab.gergely@csfk.mta.hu<sup>2</sup>ELTE TTK Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.**Kulcsszavak:** talajvesztés, léptékfüggés, módszertani különbség, országos adatbázis

**Absztrakt:** A talajpusztulás Magyarországon mind ökológiai, mind környezetvédelmi és gazdasági értelemben meghatározó szerepet játszik ezért mérése és modellezése elsődleges fontosságú, különösen országos léptékben. Az erózió néhány alapfolyamata jól közelíthető pusztán fizikai összefüggések használatával, azonban a holisztikus megjelenítés - a folyamat meglehetősen összetett volta miatt - csak empirikusan történhet, ami nagymennyiségű mért adat nélkül elképzelhetetlen. A lepelerózió in situ vizsgálatának legalkalmasabb és ezért a leginkább elterjedt módszere a parcellás mérés, következésképp hazánkban is e mérésekből származik a legtöbb adat. Magyarország északi és nyugati területei a leginkább veszélyeztetettek a lepelerózió által, ezért a mérések is e területekre koncentráltak. A legtöbb parcellás mérés a USLE Universal Soil Loss Equation "K" tényezőjének meghatározását célozta ezért növényborítás nélküli, folyamatosan magágy állapotban tartott talajt vizsgált. A későbbiekben aztán egyes szántóföldi növények illetve eltérő területhasználati típusok (erdő, kaszáló) talajvédő hatását is számszerűsítették a mérések során. Ezeken túlmenően eltérő környezeti feltételek és változó lépék mellett a területet leíró vizsgálatok, mesterséges esőztetések és a talajmozgás detektálása egészítette ki a lepeleróziós vizsgálatokat. A nagymennyiségű mért adatnak csak egy részét publikálták ezért jelentős részük nem elérhető a szakemberek számára. A hiányos adatok jelentős csökkenést okoznak a hazai erózióbecslés talajvédelem és modellezés pontosságában és hatékonyságában. Az egyes területi léptékben mért adatok kiterjeszhetősége más léptékekre korlátozott ezért a különböző léptékekben mért adatok megléte és használata nélkülözhetetlen. Az eróziómérésre fordítható források szűkülésével, újabb mért adatok hiányában a meglévő értékek közzététele létszükséglet.



## A GÖDÖLLŐI HELYI JELENTŐSÉGŰ PLATÁNFASOR ÁLLAPOTFELMÉRÉSE (2014)

BERECZ Tibor, FEHÉR Luca, GYOVAI Gábor, HÁGA Krisztián, KAZINCZY István Gábor,  
KISZEL Kata Zsófia, MÉSZÁROS Melinda Márta, MORVAI Edina, PÁPAY Gergely,  
PETROVSZKI János, PROHÁSZKA Viola Judit, RAFFA Brigitta, RUFF Sarolt, SZAKÁCS  
Ágnes

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási  
Intézet, Természetvédelmi-mérnök MSc  
2100 Gödöllő, Páter Károly u 1.

**Kulcsszavak:** állapotváltozás, természetvédelem, hallgatói felmérés, védett fasor

**Összefoglalás:** A helyi jelentőségű védett természeti értékek az országos jelentőségű védett természeti értékekhez hasonlóan fontos szerepet töltenek be a természetvédelemben. Gödöllőn is számos helyi jelentőségű védett természeti érték található, azonban kevés ismerettel rendelkezünk róluk. A gödöllői platánfasor is ilyen, ráadásul jelentős emberi hatás alatt áll, ezért szükségesnek tartottuk elvégezni az állapotfelmérését. Az általunk felvett adatokat a 2013-as egyetemi felmérés adataival terveztük összehasonlítani. Azt is vizsgáltuk, hogy a helyi jelentőségű védett természeti területre vonatkozó kezelési terv megvalósul-e a gyakorlatban. Az állapotfelmérést 20 cm-es mérőszalaggal végeztük, az egyedek egymástól való távolságát, az úttól, illetve a kerítéstől való távolságát, a talajmenti és a 140, 160 és 80 cm-es magasságú kerületüket mértük. Az egyedek általános egészségi állapotát, az antropogén hatások közül a közúti forgalom, a taposás és a szemetelés mértékét vizsgáltuk. Megállapítottuk, hogy a védett fasort jelentős emberi behatások érik, amelyek a kezelési terv előírásait követve kiküszöbölhetőek lennének. Pótolhatóak lennének a hiányzó faegyedek és a táblák is. Fontos lenne a gépjármű parkoló kellő távolságba való áthelyezése, a fák megőrzése érdekében. Szemetesek kihelyezésével jobb magatartásformák elsajátítására ösztönözhetnék a lakosokat. Úgy gondoljuk, a közvetlen közelben található iskola felkarolhatná a fasor védelmét – hiszen a Nemzeti Alaptanterv szerint a környezeti nevelést az oktatásban integrálni kell – ezáltal növelve az ifjúság felelősségét a természeti értékek és a közvetlen környezetük iránt. A helyiek és a látogatók ismereteinek bővítésére tájékoztató táblák kihelyezését tartanánk kedvezőnek.

### Bevezetés

#### A platánról általában

A Platánfélék (Platanaceae) családjába csak egyetlen recens nemzetség, a *Platanus* tartozik, melynek mintegy 10 faja ismeretes. Őshazájuk Észak-Amerika, Délkelet-Európa és a Himalája. A nyugati platán (*Platanus occidentalis*) Észak-Amerika egyik legnagyobb lombhullató fája, magassága elérheti az 50 métert, főleg a csapadékos területeket kedveli, a kérge sárgászöld foltosnak tűnik. Európában és Ázsiában él a keleti platán (*Platanus orientalis*). A szárazabb területeken honos, kérge sötétszürke világoszöld. E két faj hibridje a juharlevelű platán (*Platanus x hybrida*), mely egész Európában – így Magyarországon is – kedvelt díszfa. A juharlevelű platán magas termetű akár 40 méter is lehet terebélyes koronájú, lombhullató fa, kérge sima homokszínű, szürkésbarna pikkelyekben leváló. Fiatal korában (évekig) folyamatos odafigyelést és gondozást igényel. Gnomóniás megbetegedésre érzékeny, valamint a platán csipkepoloska is károsítja. A gyökérzet megerősödéséig fokozottan vízigényes. A megfelelő begyökeresedés után, a mai út menti környezet mindenfajta terhelésével szemben, nagyszerűen ellenáll. Minden fajta talajon megél, kedveli, ha a talajvízszintje nem túl mély, sőt elviseli a több helyen előforduló vizenyős területeket is. Kitűnően alkalmas a talaj megkötésére. vastag erős ágai nehezen törnek le a szélviharban, így kevésbé veszélyezteti a forgalmat. Életkora a több száz évet is elérheti (HTT1-2.).

Amerikában, Európában, Ausztráliában és Ázsiában elterjedt díszfa parkokban és utak mentén, külföldön még több a fasorban, illetve csoportban előforduló platánfa. Ázsiában 627 éves platánfák találhatók Kashmirban, Chatargamban, Chadooraban, Badgam körzetekben.

Kashmirban a platánfák egy részét kivágták, de most már törvény tiltja a kivágásukat. A platánfák állami tulajdonnak számítanak, ezért regisztrálják őket. Görögországban található Hipokratész fája. Az eredeti fát kivágták, de 500 éve ültettek egy fát, amely feltehetőleg az eredeti helyén van, és valószínűleg az a fa is keleti platán volt. Európa fájának jelölték 2012-ben a lengyelországi Kozy platánfáját, a csehországi Nové Hardy-ban található platán fasor egyik fáját és a Szlovák Komjatice platánfáját (HTTP3-5).

Magyarországon közparkokban, régi kastélykertekben tömegesen használt díszfa, főleg a juhar levelű-, de néhol a keleti platán is. Az 1900-as évek elején az út menti fásítások idején fasorokként, illetve parkokba csoportokként ültették, de mára sok közülük a közlekedés okozta szennyezés és az utak sózásának áldozata lett. Néhány városban még megmaradtak a platánfasorok vagy csoportok, mint például a Balaton partján Balatonboglárnál, Budapesten, az Andrássy úton, a Nagykörúton és a Margitszigeten, Gödöllőn (ALMÁSI et al. 2014), Kiskunfélegyházán. Ezen kívül sok városban található még magányos öreg platánfa például Eger, Tata, Alsóbogát, Letenye, Pápa, Kőszeg, Körmend, Gyula, Füzérradvány. Az antropogén hatások a mai napig veszélyt jelentenek ezekre a fákra, ezek közül a legnagyobb probléma a rongálás. A sima kéregbe sokan belekarcolnak vagy belevésnek, de a platán fák kérge igen vékony és ezzel előidézhetik a farontó spórák meglepedését. További probléma, hogy a lelógó ágakat a gyerekek mászóknak használják, illetve a turisták előszeretettel fényképeződnek az ágakon ülve (HTTP6-8).



1. ábra: Margitszigeti platánfa rongálva  
Figure 1. Sycamore tree on the Margaret Island, Budapest, Hungary

A városoknak sok legendája, története kapcsolódik, ezekhez a fákhöz éppen ezért igyekeznek megóvni őket védetté nyilvánításokkal és táblák kihelyezésével. A fák közül sokat jelöltek az Európai év fája nevezetű versenyen. A nyertes fák jutalma egy állapot felmérés, majd a védelmükre és egészségi állapotuk megőrzésére a városok támogatást és szakemberek segítségét kapják (HTTP9).

A Margitszigeten még József nádor korabeli ősplatánok (1. ábra) is állnak (TAKÁCS 2013). A fák igazi túlélők átvészelték, a szabadságharcot, területrendezéseket, világháborúkat, árvizeket. A szigeten 2 ismertebb fa is található az egyik a „hét vezér platán”, mert a II. világháborúban bombatalálatot kapott, utána 7 új hajtást hozott. A másik a szigeti kápolna és a romok között található a 200 éves (2. ábra), európai szinten is a legszebb koronával rendelkezők között nyilvántartott platán törzs körmérete eléri a 635 cm-t ezzel a legnagyobb fák közé tartozik Budapesten. A kivételes korát és formáját a Főkert munkatársai is felismerték, ezért egy tábla jelzi jelentőségét és próbálja tiltani a fa károsítását. A tábla a fától elég messze van és csak az egyik sétány felől érkezők olvasható, ráadásul csak magyarul (HTTP6).



2. ábra: Margitszigeti 200 éves fa

Figure 2. The 200 years old sycamore tree on Margaret Island, Budapest, Hungary

Egerben egy keleti platánt jelöltek meg év fájának mely a termálfürdő területén található (3. ábra). A fa az Eger patak közelsége és az altalaj kedvező vízellátottsága miatt nagyon jól érzi magát élőhelyén. A fát Eszterházy Károly (1725–1799) egri püspök idején telepítették. A platánfát 1978-ban Heves megye Tanács Végrehajtó Bizottsága Védetté nyilvánította. A védetség fenntartásáról Eger Megyei Jogú Város közgyűlése 2007-ben döntött (HTTP9) jogilag, táblát helyeztek ki, és büntetést szabnak károkozás esetén (GYURÁKI 2011).



3. ábra: Egri platánfa a termálfürdő területén

Figure 3. Sycamore tree on the yard of the thermal swimming facility in Eger

Az Alsóbogáti platánfa (4. ábra) legendája szerint a fa egy nagy vihar idején meg mentette a falu lakóit mert elnyelte a az egyik legnagyobb villámot. Sajnos ezt követően nem hajtott ki többé. Azon az ősszel ismét nagy vihar kerekedett és az éppen ott tartózkodó kirándulók a fa belsejében kerestek menedéket ahol tüzet is gyújtottak. A fa következő tavasszal új életre kelt, ugyanis a tűz, amit a belsejében gyújtottak kiégette a gombákat, fertőzéseket a fa belsejéből. Azóta eltelt több mint 60 év, és a fa minden tavasszal kihajt. Az elmúlt években több hazai dendrológus is megvizsgálta a fát, mindegyikük egybehangzóan állította, hogy nem látott még ehhez foghatót. Az odú belső magassága 6 méter, külső nyílása 4 méter magas (HTTP9).





4. ábra: Alsóbogáti platán  
 Figure 4. Sycamore tree in Alsóbogát, Hungary

A tatai nagy platánfa (5. ábra) említésekor a környékeliek mind az Öreg-tó partján álló méltóságos óriásplatánra gondolnak, mely a vár délnyugati kapujának közelében áll majd 230 éve. A fát több társával együtt Versailles-ból hozatták Esterházy Ferenc megbízásából. A fa 19 m magas és 650 centiméteres a törzskerülete. Védelmét Tata város önkormányzata biztosítja (HTTP9).



5. ábra: Tatai platánfa  
 Figure 5. Sycamore tree in Tata, Hungary

Körmenden a Batthyány kastély mellett elterülő park hazánk egyik legnagyobb kiterjedésű összefüggő kastélyparkja, területe 33,5 ha, természetvédelmi és műemléki védettségű terület. Kiemelkedő értékű és csodálatra méltó a Rába töltése melletti tisztáson álló platánfa, melynek kora 190 év körüli, törzsének kerülete 860 cm, korona átmérője 45 m. A fa a Körmendi várkert természetvédelmi területen található így az őrségi nemzeti park védelme alá tartozik (HTTP10).

A Cégénydányádi öreg hölgy (6. ábra) a Kende-kúria parkjában az igazi különlegesség a kastély mögötti tisztáson található: egy hatalmas lomkoronájú juharlevelű platán uralja a tisztás közepét. A közel 7 méter átmérőjű fának három törzse fonódik össze egybe, hosszan kinyúló ágait rudakkal támasztották alá, így védve a leszakadástól. Ezt a gyönyörű fát Kende



Zsigmond ültette az 1800-as években, amikor is a kastélyhoz tartozó angol kertet telepítette (HTTP9).



6. ábra Cégénydányádi öreg hölgy  
Figure 6. Sycamore tree in Cégénydányád, Hungary

Kiskunfélegyháza védett fasorai közül a legelső és a legismertebb a Kossuth utcai platánfasor (7. ábra). A városházától a vasútállomásig vezető utcát szegélyező juharlevelű platánfasort a 19-20. század fordulóján telepítették. A fák ápolásra szorulnak, sok helyen fertőzöttek. A főutca forgalma miatt gyorsan szennyeződnek, így a gombás megbetegedések szinte minden fánál előfordulnak. A probléma megoldásán az önkormányzat szakemberei dolgoznak.



7. ábra Kossuth utcai platánfasor Kiskunfélegyháza  
Figure 7. Sycamore tree row of Kiskunfélegyháza, Hungary

### Anyag és módszer

A vizsgálat során összesen huszonegy, a védett területhez tartozó platán fa (*Platanus x acerifolia*) adatai kerültek felmérésre. Az azonosíthatóság érdekében a fák egyedi római számos jelölést kaptak, melynek értékei a Földhivatal épületétől kezdődően emelkedtek. A mérésekhez egy 20 méteres, SI mértékegység rendszerű mérőszalagot használtunk. A fák törzskerülete kerülete talajszinten, a talajtól számítva 140-,160-, illetve 180 centiméteren

került rögzítésre. Felmérésre került továbbá az egyes fák közötti távolság, valamint a fasorral párhuzamosan haladó úttesttől és kerítéstől való távolságuk. Általános kondíció mérésenként vizuális vizsgálattal elemeztük az egyes fákön észrevehető morfológiai elváltozásokat, sérüléseket, esetleges emberi behatásokat. Szintén rögzítésre került a fasor közvetlen környezetében található szemét mennyisége és minősége. A védett terület mellett húzódó út forgalmát 20 perces időközökre osztva számoltuk, összesen három egymást követő alkalommal. A mért adatokat Excel táblázatba rögzítettük, majd statisztikai elemzéseket végeztünk rajtuk.

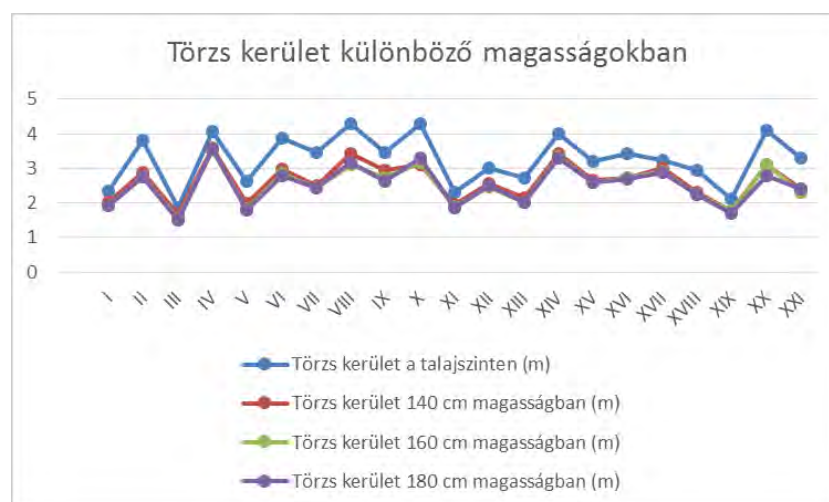
## Eredmények

A mérési adatok elemzése a következőket mutatta ki. A talajszinten mért törzskerület 1,87 m és 4,3 m között változott. Az átlagos kerület 3,25 méter volt, a szórásuk pedig 0,73. A legkisebb értéket a III. számú fánál mértük, míg a legnagyobbat a VIII. számúnál. A talajszinten mért kerület minden adott egyed esetében nagyobb, mint bármelyik mellmagassági mérés értéke.

A 140 cm-es magasságban mért törzskerületek szélső értékei 1,66 m (III.) és 3,58 m (IV.). Az átlagos törzskerület ebben a magasságban 2,62 m, a szórás pedig 0,56. 160 cm-es magasságban is a III. számú fa mutatta a legkisebb törzskerületet, 1,54 m-el, a legnagyobbat pedig a IV. számú, 3,51 méteres kerülettel. Az átlag itt 2,53 m a szórás 0,56 volt. 180 cm-es magasságban átlagosan 2,51 m a szórás pedig 0,56 volt. A legkisebb kerületű egyed a III. számú volt 1,49 m-el, míg a legnagyobb a IV. 3,54 m-el.

A mellmagasságban mért átlagos kerületmértéket megvizsgálva megállapítható, hogy a 140 cm-es magasságban mért adatokhoz viszonyítva a 20 cm-el magasabban mért értékek átlagosan 3,69%-al kisebbek, ami 9 cm-es változást jelent, míg a 160 cm-es és a 180 cm-es értékeket összehasonlítva 0,65%-os, azaz 2 cm-es átlagos különbséget tapasztalunk.

A 140 cm-en és a 160 cm-en mért adatok további összehasonlítása megmutatja, hogy a X. számú egyed esetében, a magasabb mérési magasságon a kerület 7 cm-es növekedését tapasztaltuk. A legnagyobb csökkenést a VIII. számú egyed mutatta, itt 32 cm-el volt kisebb a 160 cm-es magasságon mért érték, mint a 140 cm-en. Ez arányaiban 9,3%-os különbség. A XIX. és a XX. számú egyedében azonos értékeket mértünk mindkét ponton.

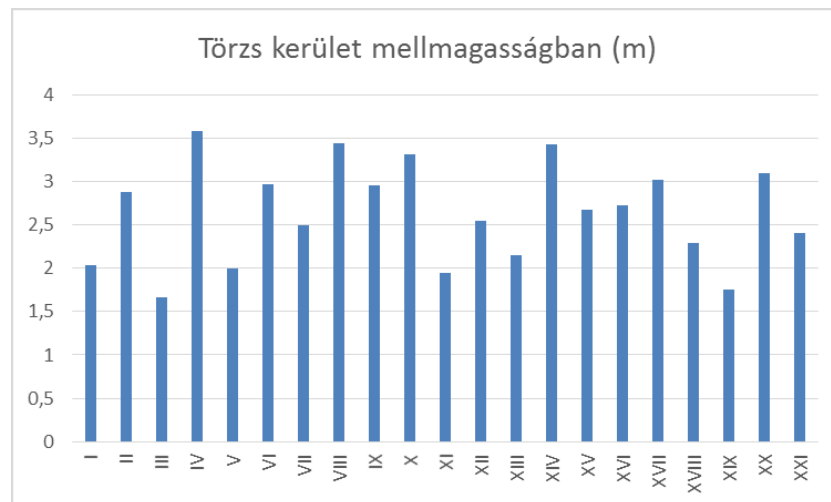


8. ábra A platánok törzskerülete a mért magasságokban  
Figure 8. The trunk perimeter of the cynamore trees in the measured heights

A 160 cm-en és a 180-en mért értékek összehasonlítása átlagosan 2 cm-es eltérést mutat (0,65%-os eltérés). Itt több esetben is tapasztalható a törzsmérő növekedése a

magasabb mérési ponton, az I. IV. VIII. X. XII. XV. XVIII. és XXI. számú fáknál. A 160 cm-en mért értékhez képest a növekedés az I. számú fánál 2 cm, IV. számúnál 3 cm, a VIII. számúnál 4 cm, X. számúnál 15 cm, XII. számúnál 2 cm, XV. számúnál 1 cm, XVIII. számúnál 1 cm, és a XXI. számúnál 10 cm. Az átmérő legnagyobb mértékű csökkenése a XX. számú egyednél volt tapasztalható, 30 cm. A II. számú fa esetében ugyanazt az eredményt mértük 160 és 180 cm-en is.

A X. számú fa esetében megállapítható, hogy a mellmagassági mérések eredményei felfelé haladva növekvő tendenciát mutatnak, a kerület 140 cm-es magasságon 3,09 m, 160 cm-en 3,16 m és 180 cm-en 3,31 m.



9. ábra: A platánok törzskerülete mellmagasságban  
Figure 9. The trunk perimeter of the cycamore trees at breast height

Az egyedek egymástól átlagosan 6,36 méterre helyezkednek el egymástól. Megfigyelhető egy kiugró érték, a VII. és a VIII. fa között, itt a két fa közti távolság 13,2 méter. A legkisebb távolság a XVII. és a XVIII. fa között van, 5,25 m. A szórás értéke a távolságmérések elemzése során 1,72.

A fák az utca mellett húzódó kerítéssortól átlagosan 2,84 m-re vannak (szórás 0,67), a kerítéshez a legközelebb a XXI. fa áll, 1,8 m-re, míg a legtávolabb az I. számú, 4,17 m-re. Az autóúthoz képest a fasor átlagos távolsága 4,07 m (szórás 0,29). Az úthoz legközelebbi egyed a XVIII., ami 3,6 m-re áll az úttól, míg a legtávolabbi a III. számú, 4,8 m-es távolsággal.

### Következtetések, javaslatok

Mivel a nevezett helyi jelentőségű védett természeti érték besorolású platánfasor lakott, belterületen helyezkedik el és a területen aktív használat folyik (közlekedés, folyamatos közművesítés, városfejlesztés) így a terület védelme még fontosabb és nagyobb odafigyelést, védelmet érdemel. Nem hagyható figyelmen kívül a gépjárművek által kibocsátott NO<sub>2</sub>- és CO<sub>2</sub>-gázok, a közútról és a közútból az árokba bemosódó egyéb szennyezőanyagok, illetve a fűtési időszakban a település által kibocsátott fűtési melléktermékek, gázok hatása a platánokra illetve az árok széleinél található bemosódások, feltöltődések és az árokpárt, rézsű eróziója.

A fasor közvetlen környékén található több közintézmény és egyéb forgalmas központ Pl.: *Földhivatal*, így a gyalogos forgalom sem elhanyagolható és annak a területre gyakorolt közvetett és közvetlen hatásai. (Az eldobált és a szél által odahordott szemét és hulladék, hirdetések a fák törzsén és azok visszamaradt mesterséges szennyeződései a fák kérgén és

kérgében, a járda és a fasor közti növényzet eltűnése, talajvesztés, sózás további gyakorlása, mind a nem rendeltetésszerű járdahasználat és a nem megfelelő gyepterület kezelése (végetés). Ezek a felvetett problémák orvosolhatóak lennének akár közösségi szinten is (helyi, egyetemi), mint szemléltető és tudatformáló tevékenységként megvalósítva például tárolók elhelyezése optimális távolságokba, megfelelő járdaszegély kialakítása, az árokpart mesterséges lefolyóinak a létrehozása, optimális fűmag kiszórása és csapadékelvezető kivájása az útszegéllyel párhuzamosan – általános iskolások és egyetemisták által is kezdeményezhető a kölcsönös gondozás érdekében és reményében.

Egyéb, nem említett növények az adott területen nincsenek védelem alatt.

A fauna viszont említésre méltó, mivel mind a talajban fellelhető hangyafajok és a koronaszintben fészkelő és költő madárfajok száma relatív magasnak mondható a felmért területen. Ezt támogatva a környező intézményekben, az arra kijelölt helyre madáreleség elhelyezése és folyamatos utántöltése kívánatos volna. A már meglévő populáció és annak felszaporítása miatt is.

Az emberi hatások általi szerkezetromlások megállítására és azok lassítására is figyelmet kell fordítani. Esetlegesen növényorvos vagy a kezelésben jártas szakember véleménye szerinti gyógykezelés.

A tájkép védelme, esetleges kerékvetők kihelyezése az arra rászoruló egyedek közelébe. Amennyiben szükséges, a forgalmi rend megváltoztatása (egyirányúsítás). A beépített területeken szerencsére kicsi az esélye, hogy jóval magasabb és/vagy leárnnyékoló hatású épület építésére engedélyt adna a helyi önkormányzat. A cél: megőrizni a fasort a természetes állapotában, ami akár egy kezelési terv részeként is elképzelhető lenne.

## Irodalom

- ALMÁSI B., DEMETER A., HOLLÓSI A., MAJOR B., MARTON K., MERZA P., MOLNÁR L., NAGY E., PISZKER Z., POLLER E. F., SÁRLÓS D., URSU D., VINCZE T. 2014: A gödöllői platánfasor természeti érték felmérése. *Tájökológiai Lapok* 12 (2): 429–435.
- GYURÁKI P. 2011: Eger helyi jelentőségű védett fája. SZIE, MKK, KTI, TV BSc szakdolgozat, Gödöllő.
- TAKÁCS M. 2013: Természeti kincsek a fővárosban – Budapest legnagyobb fája. In: Debreceni Fejlődés és Környezet Konferencia összefoglaló CD kiadványa. 2013.06.25–26. Debrecen, pp. 15.

HTTP1: <http://hu.wikipedia.org/wiki/Plat%C3%A1n%C3%A9l%C3%A9k>

HTTP2: <http://www.csaladfasor.hu/rolunk>

HTTP3: <http://mno.hu/termeszet/egri-platan-lett-europa-faja-1142202>

HTTP 4: [http://www.inaturalist.org/check\\_lists/73545-Platanaceae-of-California--US](http://www.inaturalist.org/check_lists/73545-Platanaceae-of-California--US) 2012

HTTP 5: [http://index.hu/tudomany/2012/11/30/egri\\_platanfa\\_lett\\_az\\_ev\\_faja/](http://index.hu/tudomany/2012/11/30/egri_platanfa_lett_az_ev_faja/)

HTTP 6: [http://kertesz.blog.hu/2012/05/29/margitszigeti\\_osplatan\\_vigyaz\\_z\\_unk\\_rad](http://kertesz.blog.hu/2012/05/29/margitszigeti_osplatan_vigyaz_z_unk_rad) 2012

HTTP 7: [http://fokert.hu/a\\_margitszigeti\\_platanfak\\_kereghullasa2013](http://fokert.hu/a_margitszigeti_platanfak_kereghullasa2013)

HTTP8: [http://www.dendromania.hu/index.php?old=falistak&nemzetseg=PLATANUS%20\(PLAT%C1N\)](http://www.dendromania.hu/index.php?old=falistak&nemzetseg=PLATANUS%20(PLAT%C1N))

HTTP 9: <http://evfaja.okotars.hu/galeria>

HTTP10: [http://onp.nemzetipark.gov.hu/\\_user/downloads/kormend.pdf](http://onp.nemzetipark.gov.hu/_user/downloads/kormend.pdf)

HTTP 11: <http://kiskunfelegyhaza-utikalauz.hu/latnivalok/kossuth-utcai-platanfasor-kiskunfelegyhaza-86997.html>

Képek forrásai:

1-5. kép: Készítette: Szakács Ágnes

2. kép: [http://kertesz.blog.hu/2012/05/29/margitszigeti\\_osplatan\\_vigyazzunk\\_rad](http://kertesz.blog.hu/2012/05/29/margitszigeti_osplatan_vigyazzunk_rad)

3-4-6 kép: <http://evfaja.okotars.hu/galeria>

7. kép: <http://kiskunfelegyhaza-utikalauz.hu/latnivalok/kossuth-utcai-platanfasor-kiskunfelegyhaza-86997.html>

**A FIELD SURVEY OF LOCAL VALUE OF THE PROTECTED SYCAMORE TREE LINE OF  
GÖDÖLLŐ, HUNGARY (2014)**

BERECZ T., FEHÉR L., GYOVAI G., HÁGA K., KAZINCZY I. G., KISZEL K. ZS., MÉSZÁROS M. M.,  
MORVAI E., PÁPAY G., PETROVSZKI J., PROHÁSZKA V. J., RAFFA B., RUFF S., SZAKÁCS Á.

**Key words:** change of state, nature conservation, student survey, protected tree line

Locally protected areas of Hungary have an important role in nature conservation, especially in curating values of nature among locals. There are several locally protected nature areas in Gödöllő but up until now, there hasn't been much information generated around them. Currently, the sycamore-tree line in Gödöllő is under significant human threat, thus inspiring this field survey. The data recorded here is compared to the data collected by the Szent István University in 2013. The answers to the survey questions addressed the possibility of creating a management plan for this local natural area. The survey was conducted by measuring the distances from the road and fences to the trees and the distances between the individual trees, the perimeters of the trees at ground level, and at 140-, 160- and 180 cm of height. The research also included the individual trees' health in relation to human impact, in which the street traffic, compaction and rate of litter was examined. It was determined that the protected tree line is under significant human pressure and the following actions/precautions should take place in order to conserve this natural area: The missing trees and the boards should be replaced; the parking lot in the area should be moved to a less impeding location; wastebins should be placed in the area to reduce litter; educational information kiosks should be constructed in the area to provide knowledge for locals and visitors; and finally, environmental education should be implemented at the elementary level – following the National Master Plan – increasing the responsibility of young people and their understanding of nature and the values of nature.



## VÁROSI ZÖLDTERÜLETEK FELTALAJAINAK ÁLLAPOTÉRTÉKELÉSE ÉS SZENNYEZETTSÉG MINTÁZATA A FUNKCIONÁLIS TAGOLÓDÁS FÜGGVÉNYÉBEN

PUSKÁS Irén<sup>1</sup>, FARSANG Andrea<sup>1</sup>, CSÉPE Zoltán<sup>2</sup>, BARTUS Máté<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék  
6723, Szeged, Egyetem u. 2., e-mail: puskas@geo.u-szeged.hu

<sup>2</sup>Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék  
6723, Szeged, Egyetem u. 2.

**Kulcsszavak:** köztéri talajok, városi funkciók, nehézfémek, egészségügyi kockázat

**Összefoglalás:** A városi zöld közterületek feltalajai ugyan kevesebb szennyezést tartalmazhatnak, mint az ipari létesítmények vagy utak melletti, azonban az expozíciós utakat vizsgálva kiderül, hogy az inhaláció mellett a talajjal való közvetlen érintkezés (dermális kontakt, ingeszció) révén a humán kontaminációra sokkal nagyobb esély van. Jelen kutatás keretében Budapest, Szeged és Gyula tipikus funkcionális zónáinak (ipari, panel, belváros, jómódú negyed, „alvóváros/falu”) parkjaiban (96 db), játszótereiben (89 db) feltalaj (0–5 cm) átlagmintákat szedtünk törekedve a térbeli lefedettségre. „Teljes” fémtartalmat (Mn, Ni, Pb, Zn, As, Cd, Cr, Cu, Ba, Co) valamint a fémek mobilitását meghatározó fizikai, kémiai talajparamétereket határoztuk meg. Céljaink között szerepelt, hogy megállapítsuk az egyes funkcionális zónák antropogén tevékenységeinek a vizsgált talajokra gyakorolt hatását, értékeljük e talajok pufferkapacitását. A különböző fémkoncentrációk összefüggéseit a talajtanban újszerűnek számító optimális klaszter kiválasztás segítségével határoztuk meg. A 185 helyszín közül 37 esetében mondható el, hogy a talaj fémkoncentrációja meghaladta hatályos rendeletben foglalt határértéket legalább egy fém esetében. Az eredmények kvalitatív és kvantitatív értékelése alapján, lehetőség nyílt a fémszennyezettség térbeli mintázatának jellemzésére, valamint a lehetséges szennyező források megadására.

### Bevezetés

Az intenzív urbanizáció világméretű jelenségnek tekinthető. Az Egyesült Nemzetek Szervezete becslései szerint, 2050-re a világ lakosságának 68,7% fog városokban élni (BIASIOLI et al. 2006). Az urbanizáció fokozódó mértéke hazai szinten is érezteti hatását, hiszen Magyarország lakosságának több mint fele városlakó, a népesség negyede a fővárosban és az agglomerációjában él, és ez az arány fokozatosan növekszik. A főváros mellett, nem elhanyagolható a regionális városok jelentősége sem, ahol szintén egyre nagyobb nyomás nehezedik a városi környezeti elemekre, így az urbán talajokra is.

A természetes folyamatokhoz viszonyítva az emberi tevékenység révén nagyságrendekkel több káros elem szóródik szét a környezetben. Már az 1960-as évek kutatásai egyértelművé tették, hogy az ipar, a közlekedés (fosszilis üzemanyag elégetése, járműalkatrészek elhasználódása, fémtartalmú motorolajok kifolyása stb.) által okozott légszennyezettség, a nem megfelelően elhelyezett kommunális és ipari hulladékok hatására az egyre sűrűbben lakott városok a szennyezőanyagok gyűjtőmedencéjévé váltak (KUMPIENE et al. 2011, MADRID et al. 2002, BACON et al. 1992). Mára azonban a városok területén a pontforrások (pl.: ipari tevékenység) szerepe egyre inkább csökkenő tendenciát mutat a diffúz forrásokkal (pl.: közlekedés, épületek pusztulása) szemben (LJUNG 2006). Ily módon a diffúz források intenzív emisszióját követő hosszú- illetve rövidtávú atmoszférikus leülepedés révén nemcsak az ipari zónák, a forgalmas utak környéke, hanem az azoktól távolabb fekvő „zöld” háttérterületek talajaiban is jelentős nehézfémkoncentrációkat detektálhatunk (OTTESEN et al. 2008). Igaz, hogy e területek feltalajai 1,5–4-szer kevesebb szennyezést tartalmazhatnak, mint az ipari létesítmények vagy utak mellől származó minták, azonban az expozíciós utakat vizsgálva kiderül, hogy az inhaláció mellett a talajjal való közvetlen érintkezés (dermális kontakt, ingeszció) révén az emberig való eljutásra sokkal nagyobb esély van (CULBARD et al.



1988). Mindemellett a játszóterek esetében a negyedik lehetséges expozíciós utat is meg kell említeni: a króm- és arzéntartalmú (CCA) faanyagvédő szereket, amelyeket a fajták bevonására alkalmaznak (GUNEY et al. 2010). Következésképpen a városi talajokon belül – a lakosság szabadidős tevékenységét biztosító – a városi közterek parkjai, játszóterei sokkal nagyobb egészségügyi kockázatot jelentenek, hiszen eltérő mozgékonyaságú nehézfémek a talajban felhalmozódva akut vagy krónikus káros hatást gyakorolhatnak az élő szervezetekre (FIGUEIREDO et al. 2011, MIGUEL et al. 2007). Mindemellett ismert tény, hogy az antropogén forrásból származó fémek általában sokkal reaktívabbak, mint a természetes eredetűek, hiszen az előbbiek a talajrészecskék felületéhez adszorbeálódnak, míg az utóbbiak erősen a talaj részecskékhez kötődnek, jelentősen lecsökkentve ezáltal a deszorpciós folyamatok hatékonyságát (FEJES et al. 2013).

Az egészségre ártalmas hatások mértéke nagyban függ az érintett populáció összetételétől, korától, valamint a szennyezett talajjal való érintkezés típusától és gyakoriságától (LUO et al. 2012). Kiemelendő a gyermekek fokozott érzékenysége a fémszennyezett talajokra, hiszen a kis testtömegüknek, a fejlődő idegrendszerüknek, és az emésztőrendszerük magasabb abszorpciós rátájának köszönhetően sokkal fogékonyabbak a fémszennyezés okozta káros hatásokra, mint a felnőttek (ANGYAL és KARDOS 2012, MASSAS et al. 2010, LJUNG et al. 2006). A játszótereken végzett kísérletek alapján megállapítható, hogy egy-két év körüli gyermekek percenként 0,4–1,5-szer érintik szájukhoz a talajjal bevont kezüket („pica” jelenség). A szándékos illetve véletlenszerű talajingeszciós tevékenységet hat éves korig más expozíciós utakkal egyenértékűnek tartják (MCKONE és DANIELS 1991).

A városi talajszennyezettség mértékét, térbeli heterogenitását az emberi tevékenység típusán és intenzitásán túl számos tényező jelentősen befolyásolhatja: a vizsgált talaj pufferkapacitása, a vizsgált terület morfológiája és kitétsége, a területhasználat típusa, a beépítettség stb. (1. ábra) (CHEN et al. 2005).



1. ábra A városi talajok speciális karakterisztikáját meghatározó tényezők  
 Figure 1. Factors determining special characters of urban soils

A szennyezőanyagoknak potenciálisan kitétt talajok esetében különösen fontos a pufferképesség vizsgálata, melynek köszönhetően a bele kerülő anyagokat az lekötni és/vagy átalakítani képes, így hatásukat közömbösíteni, tompítani tudja (STEFANOVITS et al. 1999). A talaj tulajdonságok közül a pH-nak, a karbonátnak, az agyag mennyiség- és mennyiségnek, a humuszos réteg vastagságának, a humuszos anyag mennyiségének és minőségének

meghatározó szerepe van a talajok környezeti pufferképesség alakulásában. Tehát a talajok nehézfémekkel való terhelhetőségének mértékét, azok pufferképességének figyelembevételével kell meghatározni (SZOLNOKI et al. 2013).

A sokszor intenzíven átalakított, szennyezett városi talajok azonban nemcsak a természetes faktoroktól függnnek, mivel a társadalmi-gazdasági folyamatok járulékos és gyakran domináns faktorokként jelennek meg (BURGHARDT 1994). Napjaink európai nagyvárosainak funkcionális tagolódásánál fontos kritérium a városi területek funkcionális hasznosítása. A nagyvárosokon belül általában négy funkcionális övezetet különíthetünk el: a centrum, a lakóterületek, az ipari területek és a városi szabadidő területek (ZEHNER 2001). Egy város szennyezettség mintázata különbözhet funkcionális tagolódása függvényében: az ipari, az igen nagy forgalmú városrészek talajai általában a magasabb nehézfém-szennyezettséggel rendelkeznek, melyeket a lakóövezet, valamint a pihenőövezet követ. E fenti tendencia azonban jelentősen módosulhat a városi talajok intenzív emberi beavatkozás (feltöltés, elhordás, talajcsere stb.) nagyfokú heterogenitása miatt. Következésképpen, a városi talajok dinamikus természete, komplexitása, mozaikos mintázata jelentősen megnehezíti a lehetséges szennyezőforrások beazonosítását (LUO et al. 2012), melyet azonban jelentősen megkönnyíthet a vizsgált helyszínek történelmi vonatkozásainak, az egykor ott folyt antropogén tevékenységek ismerete.

Az eddigiek alapján nyilvánvaló, hogy a városi „zöld” területek talajainak funkciói, szennyezettsége, regionális különbségei igen nagy jelentőséggel kell, hogy bírjon a várostervezési, döntéshozatali folyamatokban, hiszen a jelentős lefedettséggel rendelkező városi területeken ezek az erősen fragmentált „zöld” közterületeknek kiemelt jelentőségük van a lakosság életminőségének javításában (MANTA et al. 2002). Mindemellett még mindig költséghatékonyabb időben rámutatni a megemelkedett fémkoncentrációkra szemben a már degradálódott, jelentősen szennyezett talaj igen költséges és hosszú időt igénybevevő rehabilitációjával. Törekednünk kell tehát arra, hogy tudatosítsuk a talaj városi környezetben betöltött létfontosságú szerepét, elősegítve ezáltal az optimális várostervezést, menedzsmentet.

A fentiek értelmében jelen kutatás fő célkitűzései az alábbiakban foglalhatók össze:

- antropogén hatásnak kitett három magyar város köztéri (játszótér, park) talajaiban bekövetkező minőségi változások irányának, mértékének és kiterjedésének feltárása;
- fémek mobilitását befolyásoló talajtulajdonságok értékelése, a nehézfém-pufferkapacitás megítélése;
- az urbanizáció során kialakult egyes városi funkciók a köztéri (játszóterek, parkok) talajok fémtartalmára gyakorolt hatásának felmérése;
- a vizsgált talajtulajdonságok és a nehézfémterheltség szempontjából hasonló helyszínek adatainak statisztikai értékelése révén a lokális mellett a lépték alapú különbségek, mélyebb összefüggések megvilágítása, értelmezése.

## Anyag és módszer

A mintaterületek kiválasztásakor Budapestre, regionális központként Szegedre, míg referencia területként Gyulára esett a választás, lehetőséget teremtve ezáltal az intenzíven és az enyhébben terhelt területek lépték alapú összehasonlítására. Mivel a városi funkciók, a jelenlegi és múltbéli emberi beavatkozások erősen befolyásolták/befolyásolják a talajok kondícióját, a talajindikátorok variabilitását, így mindhárom városban a legtipikusabb városi funkcióval rendelkező városrészek (belváros, lakótelepi negyed, villanegyed, ipari negyed, kontrol területként „alvóváros/falu”) játszótereiben és parkjaiban történt a mintavétel. Budapesten 107 (54 játszótér, 53 park), Szegeden 47 (24 játszótér, 23 park) és Gyulán 31 (18

játszótér, 13 park) helyszínen, 0–5 cm-es mélységben átlagminták (10–15 alminta a GPS koordináta körüli átlagosan 10 méteres sugarú körből) begyűjtésére 2013 tavaszán került sor (1. táblázat).

1. táblázat A vizsgált városok funkcionális zónái a területhasználat függvényében  
Table 1. The functional zones of studied cities in the context of land use

Város Zóna	Budapest	Szeged	Gyula
Belváros	V. kerület (n=10) 6 park, 4 játszótér VI. kerület (n=3) 2 park, 1 játszótér VI. kerület (n=4) 1 park, 3 játszótér	Nagykörúton belüli terület (n=10) 5 park, 5 játszótér	Vár környéke (n=7) 4 park, 3 játszótér
Ipari	X. kerület (n=24) 12 park, 12 játszótér	Nagykörúton kívül (Iparváros) (n=8) 3 park, 5 játszótér	Szentpálfalva, Budrió könyéke (n=5) 2 park, 3 játszótér
Panel	III. kerület (n=22) 11 park, 11 játszótér	Csillag tér (n=10) 4 park, 6 játszótér	Törökvész Lakótelep (n=8) 3 park, 5 játszótér
Jómódú	II. kerület (n=16) 7 park, 9 játszótér	Újszeged (n=9) 5 park, 4 játszótér	Galbácskert, Újvár (n=5) 1 park, 4 játszótér
Alvóváros/falu	Dunakeszi (n=20) 7 park, 13 játszótér	Röszke (n=10) 5 park, 5 játszótér	Gyulavári (n=7) 3 park, 4 játszótér

Az egyes zónákban valamennyi rendelkezésre álló játszótér mintázásra került, míg a parkok bősége miatt kiválasztásuknál ügyeltünk az egyenletes térbeli lefedettségre. A helyszínek jellemzőit (GPS koordináták, forgalmas úttól, épületektől való távolság, antropogén beavatkozás jellege stb.) a városi talajokra készített helyszíni vizsgálati jegyzőkönyvben (PUSKÁS 2008) rögzítettük. A játszóterek esetében a játékok (hinta, csúszda stb.), homokozók körüli, a gyerekek által már kitaposott talajból történt a mintavétel, hiszen itt van lehetőség a gyerek-talaj interakcióra. A mintavétel a homokboksok tartalmát nem érintette, egyrészt mivel a fenntartó hatóság bizonyos időközönként cseréli a bennük levő homokot, így annak nincs elég ideje jelentősebb mennyiségű szennyezőanyagot magában felhalmozni; mindemellett az eddigi kutatások azt mutatják, hogy homok méretű szemcsék nagyon csekély mennyiségű szennyezőanyagot képesek megkötni (OTTENSEN et al. 2008). A három város talajviszonyai az erősen változékonyak: a parkok, játszóterek zöme erősen antropogén Technosol talajokon (különösen Budapest és Szeged esetében), míg mások akár az eredeti talajon (főleg Gyulán) is megtalálhatók. A mintaterületek talajviszonyainak fizikai kémiai karakterisztikáját már többen vizsgálták (KOVÁCS és NYÁRI 1985, FARSANG és PUSKÁS, 2007, PUSKÁS 2008, ANGYAL és KARDOS 2012, SZOLNOKI et al. 2013).

A légszáraz talaj mintaelőkészítését (MSZ 21470-50) követően az alábbi fizikai, kémiai vizsgálatok valósultak meg. A fizikai talajféleséget Arany-féle kötöttséggel (MSZ-08-0205:1978 szerint), műtermék mennyiségét FAO, 2006 alapján, a szervesanyag tartalmat kénsavas-kálium-dikromátos oxidációval (MSZ 21470/52:1983), a karbonát tartalmat Scheibler-féle kalciméterrel a pH(H<sub>2</sub>O)-t WTW InoLab 720p műszerrel, valamint az összes sótartalmat elektromos vezetőképesség alapján (MSZ 08-0206/2:1978) határoztuk meg. Az „összes” fémtartalom meghatározásához a talajminták roncsolása (királyvizes feltárás) Anton Paar Multiwave 3000 típusú mikrohullámú feltáróban, majd a nehézfémek (Ni, Co, Cr, Cu, Pb, Zn, Cd, Ba, Mn) és As mérése induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrofotométerrel (ICP-OES) történt (MSZ 21470-50:2006). Az alaptulajdonságok minősítése talajleírásokhoz nemzetközileg használt kézikönyv (Guidelines for soil

description) (FAO 2006) alapján hajtottuk végre. Eredmények kiértékelése EXCEL 2003, MATLAB, Arc GIS 10.0 programokkal történt.

Jelen kutatásban nem hierarchikus klaszteranalízist alkalmaztunk a k-közép algoritmussal az adatpontok hasonlóságának megállapítására. Az euklideszi helyett a Mahalanobis metrikát használtunk két elem távolságának a meghatározására (MAHALANOBIS 1936), amely a megfigyelés vektor komponensei közötti statisztikai kapcsolatot veszi figyelembe, a vektor kovariancia mátrixán keresztül. A változók klasztereken belüli homogenitását az RMSD-vel (Root Mean Square Deviation) mértük, melyet úgy definiáltuk, mint minden egyes klaszterre a klaszter elemeknek a klaszterek középpontjától számított átlagos négyzetes eltérései összegének négyzetgyökét. Az RMSD értéke a növekvő klaszterszámmal rendszerint csökken. Ennélfogva ez a mennyiség önmagában nem nagyon hasznos az optimális klaszterszám megállapítására. Azonban az RMSD változása (CRMSD = change of RMSD), de még inkább a CRMSD változása (CCRMSD = change of CRMSD) jóval informatívabb paraméter, azaz  $CCRMSD(\text{cluster}_{i+1}) = CRMSD(\text{cluster}_i) - CRMSD(\text{cluster}_{i+1})$ . Ezért az optimális klaszterszámot úgy határoztuk meg, hogy maximáltuk a CRMSD változását, azaz a CCRMSD-t. Ennek a megközelítésnek a logikai háttere az, hogy a klaszterezés viselkedésében mutatkozó legnagyobb javulással azonosítjuk az optimális a klaszterszámot. A teszt elvégezhetőségét az adatpontok száma, az alkalmazott módszer metrikája és az adatokon előzetesen elvégzett standardizálás biztosítja, lehetőséget teremtve ezáltal az adatok összehasonlíthatóságára (MAKRA et al. 2010, 2006, MATYASOVSKY et al. 2011).

## Eredmények

A talajtan területén újszerűnek számító CCRMSD statisztikai elemzés révén lehetőség nyílt a mélyebb összefüggések megvilágítására mind a pufferkapacitást meghatározó fizikai, kémiai talajtulajdonságok (műtermék, pH, humusz stb.), mind a „teljes” fémtartalom esetén. Az esetleges lépték alapú különbség feltárása érdekében többféle kiinduló adathalmazzal dolgoztunk: megvizsgáltuk külön-külön az egyes városok adatait és együttesen is (2. táblázat).

2. táblázat A CCRMSD módszer során alkalmazott kiinduló adathalmazok talajtulajdonságokra és a fémtartalomra vonatkozólag

Table 2. The initial data set of basic soil parameters and heavy metals used by CCRMSD

Fizikai, kémiai talajtulajdonságok	„Teljes” fémtartalom
Budapest (n=107)	Budapest (n=107)
Szeged (n=47)	Szeged (n=47)
Gyula (n=31)	Gyula (n=31)
Szeged	Szeged
Gyula	Gyula
Budapest	Budapest
n=185)	(n=185)

### Pufferkapacitást meghatározó talajtulajdonságok

Első lépésben a nehézfémek mobilitását befolyásoló tulajdonságok elemzését végeztük el hármas cél érdekében: egyrészt kíváncsiak voltunk, hogy a városi funkciók milyen mértékben befolyásolhatják a vizsgált köztéri talajok fizikai, kémiai tulajdonságait; másrészt milyen különbségek figyelhetők meg a két területhasználati típus (park, játszótér) talajainak módosulása között, harmadrészt rámutatni azon mintavételi pontokra ahol az antropogén

hatás a legintenzívebben figyelhető meg. Budapest esetében 3, Szeged és Gyula esetében 4–4 klaszter adódott, míg az adatok együttes elemzése során 7 klasztert különíthetünk el.

A budapesti minták 12%-a alkotja az I. klasztert, melybe a város legmagasabb műtermék tartalmú (átlag: 34,9%) mintái kerültek. A műterméken túl gyenge, közepes szervesanyag tartalom (átlag: 2,6%), valamint főként durva textúra dominancia ( $K_A$  átlag: 36) jellemző a klaszter tagjaira. Mindezek alapján nem csoda, hogy a minták zöme (13 darabból 11) olyan játszóterekről származnak, ahol a játékok körüli területről illetve a homokozókból jelentős mennyiségű antropogén anyag (kövek, kavicsok, törmelék) keveredett a körülöttük levő feltalajba. A különböző funkciójú zónák közötti megoszlást vizsgálva megállapítható, hogy e talajok főként a belvárosból, az ipari zónából, illetve a II. kerület esetében szintén a belvárosba elhelyezkedő helyszínek tartoznak. A maximum (61,9%) és a minimum (17,9%) műterméktartalom, valamint a szerényebb humusztartalom, durva textúra értékek figyelembevételével megállapítást nyert, hogy ezen paraméterek elősegíthetik a nehézfémek mobilitását, jelentősen korlátozva ezáltal e talajok pufferképességét. A II. klaszterben a fővárosi minták 44%-a került, mely csoport paraméterei a fenti I. klaszterrel ekvivalensek kivéve a műterméket, mely radikálisan lecsökken (átlag: 5%). Mindazonáltal a gyenge, közepes humusztartalom (átlag: 2,7% maximum: 8%, minimum: 0,1%, szórás: 1,5%) és a túlnyomórészt durva textúra ( $K_A$  átlag: 35, maximum: 44, minimum: 21, szórás: 5,6) e csoportnál is változatlanul fennáll. Azonban ha a szélső értékeket illetve a szórásokat megnézzük, akkor jól látszik, hogy elég heterogén csoportról van szó: ide kerültek azok a játszótérek (32 db), melyek az alacsony szervesanyag, és durva textúra mellett alacsony műterméktartalommal bírnak. Továbbá, kisebb arányban e csoportba sorolódtak azok a parkok (15 db), amelyek a parkokra nem jellemző módon viszonylag alacsony humusztartalommal és homokos vályog textúrával rendelkeznek. A funkcionális zónák megoszlása itt már egyenletesnek mondható, vagyis minden zóna képviselteti magát nagyjából hasonló arányban. A pufferkapacitás szempontjából I. klaszterhez képest javulásnak értékelhetjük a műtermék tartalom drasztikus csökkenését, azonban az időnként igen alacsony humusztartalom és a durva textúra e pozitív tendenciát lerontja. A vizsgált budapesti minták 44%-a a III. klaszterbe sorolható. E csoport tagjai a II. klaszterhez hasonlóan szolid műtermék átlagértékkel (4,5%) jellemezhetők, mely — a minimum (0%), a maximum (22,1%) és szórás (5,6) értékek alapján — igen fluktuálónak tekinthető. Megállapítást nyert, hogy e csoportba zömmel a legmagasabb humusztartalommal (átlag: 4,7%) és kötöttségi számmal (átlag: 49, maximum: 63, minimum 38) rendelkező parki minták (36 db) tartoznak. Továbbá jóval kisebb számban e csoportba estek azok a játszótéri minták (10) is, amelyek erre a területhasználati típusra nem tipikus, az átlagos játszótérhez képest magasabb szervesanyag és magasabb kötöttségi számmal rendelkeztek. Ez utóbbi minták tehetők felelőssé a kiugró műterméktartalom értékekért, mely ebben a csoportban szinte kizárólag a játszótérekre jellemző. A funkcionális zónák talajokra gyakorolt befolyásoló hatását vizsgálva elmondható, hogy — a II. klaszterhez hasonlóan — mind az öt különböző funkcióval rendelkező zóna képviselteti magát. Összességében elmondható, hogy a talajtulajdonságok budapesti klasztereinek elkülönítésében a műtermék, a humusztartalom és a kötöttség aktívan részt vett, míg a karbonát, a gyengén lúgos pH (7,2–8,5) és a sómentesség nem befolyásolta a klaszterezés eredményét.

A szegedi minták 9%-a esett I. klaszterbe, mely csoport tagjai a belvárosi és a panel funkciójú mintavételi helyszínekről származnak. Az egyes paramétereket áttekintve egyértelmű, hogy azok — főleg játszótéri — minták (a 4-ből 3) tartoznak ide, amelyek a város legmagasabb műtermék értékeivel (átlag: 42%, szórás: 3) rendelkeznek. A minták 32%-a alkotja a II. klasztert, mely műtermék átlaga a maximum értéket (12,8%) nem számítva 1,5%, mely szignifikánsan alacsonyabb az előző klaszterhez képest. Az idetartozó — minden egyes funkcionális zónát reprezentáló — minták területhasználata nagyobb részben játszótér (9),

kisebbségben olyan park, melyek alacsony szerves (átlag: 2,1%) és szerényebb kötöttség (átlag: 35) értékekkel rendelkeznek. A III. klaszterbe (az összminta 34%-a) az előző klaszterrel szemben a legmagasabb humusztartalommal rendelkező parki (10db) valamint kisebb részben játszótéri (6db) minták sorolódtak. A karbonát — mely paraméter szerepe a pH és összes sóhoz hasonlóan az eddigi klasztereknél nem volt döntő — e csoportban mutat a legmagasabb értéket, dominánsan mérsékeltén meszes (2–10%) illetve egy ízben erősen meszes (10–25%) kategóriába esett. A IV. klaszterbe a szegedi minták azon 25%-a (6 park, 6 játszótér) került, melyek a legmagasabb kötöttségi számmal (átlag: 50) rendelkeznek, vagyis agyagos vályog, agyag textúra a meghatározó. A fentiek alapján, látható, hogy szintén a műtermék, a humusztartalom, a kötöttség valamint a karbonát szolgálták a szegedi minták elkülönítésének alapjául, míg a semleges, enyhén lúgos pH és a homogénebb igen alacsony összes só nem volt befolyásoló erejű. A funkcionális zónák talajokra gyakorolt hatása elhanyagolható. Az I. klaszterhez tartozó minták pufferkapacitását az előnytelen fizikai, kémiai paraméterek jelentősen korlátozzák, míg a II., de főleg III. és IV. klaszter tagjai esetében e tekintetben is jelentős javulásnak lehetünk tanúi.

A gyulai minták 7%-a (2 db játszótér a belvárosban és panel zónában) az I. klaszterbe került a városban mért legmagasabb műterméktartalomnak (átlag: 20%) illetve agyagos vályog fizikai féleségnek köszönhetően. A II. klaszter (az összminta 32%-a) javarészt azon parki minták (7 park, 3 játszótér) alkotják, melyek alacsony műtermékkel (egy kiugró értéket nem számítva az átlag 1%) és közepes humusztartalommal, valamint durvább textúrával rendelkeznek. A gyulai minták 29%-a kategorizálható a III. klaszterbe, melyre szintén szerény műtermék (átlag: 2%), ellenben az előző klaszterhez képest alacsonyabb humusztartalom (átlag: 2,1%) és alacsonyabb textúra értékek a jellemzőek. Területhasználat alapján a minták zöme játszótér (6 db), kisebb részben park (3 db). A IV. klaszterbe (az összes minta 32%-a) tartozó minták paraméterei szinte megegyeznek a III. klaszterével, csak az összes só alapján sorolódott külön klaszterbe, amely talajtaniilag nagy jelentősége nincs, hisz ez az értéknövekedés még mindig a sómentes kategóriába sorolja a IV. klaszter „résztvevőit”. A klaszteranalízis során a gyulai minták esetében is a műtermék, a textúra, a humusztartalom jelentőségét kell kiemelni. E város esetében még inkább jól látszik, hogy az egyes funkcionális zónák hatása elhanyagolható. Továbbá a pufferkapacitás tekintetében a fenti városokhoz hasonló tendencia észlelhető: a II., de főként a III. és a IV. klaszternek nagyobb esélye van az optimálisabb pufferkapacitás eléréséhez.

A három város fizikai, kémiai talajtulajdonságainak együttes klaszterezése 7 klaszter eredményezett, melyek az alaptulajdonságok nagyfokú heterogenitását tükrözi. Az I. klaszter az összminta 9%-át tömöríti, főként játszótereket. E csoport fő meghatározó tényezője az igen magas műterméktartalom (átlag: 38%, min: 26%, max: 62%). A városok arányát áttekintve egyértelmű, hogy a minták többsége budapesti eredetű (belváros, panel, ipari, jómódú kertés házas zóna), a 16 mintából csupán 4 szegedi (panel, belváros, ipar) és gyulai (panel) eredetű. Az egyes városok referenciaterületéről (Dunakeszi, Rösztke, Gyulavári) egyetlen minta sem esett e kategóriába, mely tény jelzi, hogy a műtermék a városi talajok egy jó indikátora. A II. klaszterbe (az összminta 16%-a) a szignifikánsan alacsonyabb műtermékű minták kerültek (átlag: 2,8%), bár a csoporton belüli heterogenitást (néhány játszótérnek köszönhetően) jól nyomon követhető a szélső értékek (minimum: 0%, maximum: 19,5%) valamint a szórás (5,3) figyelembevételével. A park területhasználat dominanciáját jelzi az agyagos vályog textúra ( $K_A$  átlag: 46), illetve a közepes humusztartalom (3,4%). Mindhárom város valamennyi funkcionális zónája (a referenciaterületekkel együtt) megfigyelhető. Az összminta egy kicsi hányada (5%-a) ugyan a klaszterezés során külön klaszter (III.) a többi klaszterhez képest magasabb sóértékek miatt, azonban ahogyan azt már a gyulai mintáknál is említettük, talajtaniilag külön klaszter létrehozása nem indokolt, hisz 0,03%-os átlag még mindig sómentesnek (0–0,05%) minősül. Mindazonáltal e klaszter többi paramétere — ha a sót nem

számítjuk — a II. klaszterrel ekvivalens, így további jellemzéstől itt eltekintünk. Az összminta 20 %-a esett a IV. klaszterbe, mely nagyrésze szintén parki talaj. E csoport fő lehatároló tulajdonsága a magas (4–8%) humusztartalom (átlag: 5,1%), mely e klasztert alapjaiban elkülöníti a többitől. A csoport területhasználatának megfelelően a magas kötöttség értékek (átlag: 47) és minimális műterméktartalom (átlag: 3,6%) a jellemezők. A vizsgált városok közül főként Budapest, néhány minta erejéig Szeged képviselteti magát, míg Gyula viszont egyáltalán nem jelenik meg. A funkcionális zónák jelentősége elhanyagolható. A V. klaszterben található azon helyszínek (az összminta 10%-át), amelyek fő elkülönítő paramétere a magas mésztartalmuk (10–25%) (átlag: 11,3%). Főként parkok tartoznak ide, mely tény magasabb humusztartalom (átlag: 4,4%), agyagos vályog textúra is alátámasztja; azonban akadnak kisebb számmal parki sajátosságokkal rendelkező játszótérek is. Szinte az összes helyszín — egy szegedi kivételével — budapesti (belváros, panel, jómódú negyed). Az összminta 30%-át kitevő VI. klaszterbe már döntően a játszótéri talajok osztályozhatók. Ennek megfelelően alacsony humusztartalomnak (átlag: 2,1%), és főként homokos vályog textúrával (átlag: 34) rendelkeznek; budapesti, szegedi, gyulai eredet, valamennyi funkcionális zóna vegyesen megfigyelhető. A VII. klaszter (összminta 10%-a) kétharmadát a legmagasabb, agyagos textúrát reprezentáló kötöttségi értékekkel ( $K_A$  átlag: 53), viszont szerényebb humusztartalommal (átlag: 2,3%) rendelkező parkok alkotják. Ezzel szemben a maradék egy harmad mintá pedig olyan játszótéri talajokról származik, amelyek a megszokottól eltérően az agyagos fizikai féleség a meghatározó. Szeged és Gyula jelentékenyen, míg Budapest a csoport 19 mintájából csak két esetben képviselteti magát.

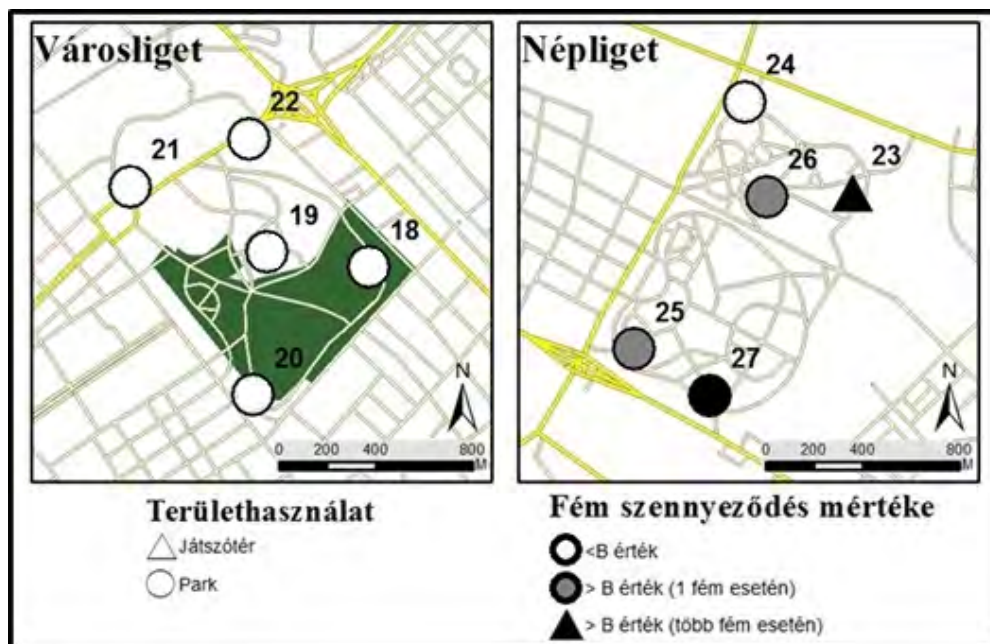
### **A vizsgált városok talajának nehézfém tartalma**

A fémek mobilitását befolyásoló tulajdonságok klaszterezéséhez hasonlóan mindhárom várost külön-külön (Budapest 2, Szeged 5, Gyula 2 klaszter) és együtt (4 klaszter) is elemeztük vizsgált tíz nehézfémre vonatkozólag. Kulcskérdésként fogalmazódik meg ez esetben is, hogy az egyes funkcionális zónák jellegzetes tevékenységei hogyan befolyásolják a vizsgált talajok fémtartalmát; valamint hogy hol helyezkednek el azok a „forró” pontok, amelyek olyan mértékű szennyeződéssel rendelkeznek, hogy beavatkozást igényelnek. Továbbá arra is választ kerestünk, hogy melyek azok a helyszínek, amelyek talajai jelenleg még csak a megközelítik a határértéket, de a jövőben fokozott veszélyt jelenthetnek, így monitoringozásuk elengedhetetlen.

A megkapott értékeket először a hatályos magyar rendeletben (6/2009. IV. 14 KvVM-EüM-FVM együttes rendelet) levő B szennyezettségi határértékekkel vetettük össze. Mivel a parkok, játszótérek a többi városi területhasználati kategóriához képest nagyobb potenciális veszély jelentenek az urbán ökoszisztémára (így az emberre is), így ennek érzékeltetése érdekében a hatályos határértéket megközelítő értékeket (B határérték 90%-át meghaladó) is figyelembe vettük. Ezenkívül a területhasználati típusok alapján kialakított nemzetközi határértékeket is alkalmaztuk: Eikmann Kloke (1991) játszótérekre és parkokra vonatkozó határértékrendszer (KÁDÁR 1998), valamint a kanadai rendszert (CCME 2006). Azonban a kanadai (lakóterület, ipari kategóriák) teljes egészében, míg az Eikmann Kloke féle rendszer részben — játszótérekre vonatkozó króm és réz kivételével — magasabb határértékeket szab meg a magyar B határértéknél. Így a játszótérek króm és réz tartalmától eltekintve - minden esetben a magyar határértékre (tíz fémből kilenc esetében) támaszkodtunk. A mangán esetében — magyar küszöbérték híján — kénytelenek voltunk a szomszédos országok határértékrendszereit áttekinteni, amelyek a mangánra is tartalmaznak határértéket. Végül a Mn-t Ukrajna mangánhatárértéke (1500 mg/kg) alapján értékeltük, melyről elmondható, hogy egyetlen minta még csak meg sem közelítette a fent el említett határértéket; így a továbbiakban nem kerül említésre.



A 107 darab budapesti minta két klaszterbe került: a fővárosi mintáknak mindössze 2%-a alkotja a I. klasztert. Az ide kategorizált két mintavételi helyszín közül az egyik (27. minta) a Népliget DK-i sarkából származik (Winterl Jakab József sétány és Üllői út sarkán), ahol öt fém (Zn, Cd, Pb, Cu, Ba) meghaladta, míg a Co megközelítette a határértéket. A fémek közül néhány különösen kiemelendő: az Pb majd háromszorosa, a Cu kétszerese és a Ba közel kétszerese a megengedhető határértéknek. Itt említendő meg, hogy majd az alábbiakban jellemzett I. klaszterben az öt határértéket meghaladó helyszín közül kettő, valamint a négy határértéket megközelítő érték közül egy szintén a Budapest legnagyobb, 110 hektár területű közparkjából a Népligetből származik. Köztudott, hogy a Városligettel (ahol egyébként az általunk vizsgált öt pont „tisztának” mondható) szemben nem ez a legnépszerűbb budapesti park szemben, amely meg is látszik a park állapotán (RADÓ 1985). A mintázott öt pontból három határértéket meghaladó érték közül egy helyszín a növényzettel sűrű ellátott liget közepén található. Mindez jól mutatja, hogy a forgalmas utaktól távolabb levő háttérterületek sincsenek teljesen biztonságban, szennyezetté válhatnak a hosszantartó légköri ülepedésnek köszönhetően (2. ábra).



2. ábra Budapest két legnagyobb parkjának (Városliget, Népliget) nehézfémterheltsége  
Figure 2. Heavy metal distribution of two largest parks (Városliget, Népliget) in Budapest

Az I. klaszter másik mintavételi helyszíne (35. minta) az Óhegy park, mely egy nagy kiterjedésű közpark szintén Kőbányán, Óhegy nevű városrészben. A területen kezdeti szőlőtermesztés után megindult a bányászat, majd hatalmas alagútrendszerek épültek ki. Az elhagyott katlanok feltöltése, főként kommunális hulladékkal, az 1950-es években kezdődött. A 70-es években kezdődött meg a terület rendezése, parkká való átalakítása. A park alatt található pincerendszer végleges feltöltése 2012 augusztusában kezdődött meg, s ugyanezen év decemberében meg is nyitották a több éve lezárt területet (HTTP1). A fenti helyszíni történeti áttekintés alapján nem meglepő, hogy e parkban található játszótéren közel négyszeres határérték túllépést találtunk az Pb esetében. A Cu ugyan csak megközelíti a B szennyezettségi határértéket (75 mg/kg), viszont meghaladta az Eikmann Kloke játszótérekre vonatkozó határértéket (50 mg/kg). Az igen kis mintaszámú I. klasztertől eltérően a II. klaszter a minták többségét, közel 98%-át öleli fel, melyek fele-fele arányban park és játszótér. A Cd egy-egy esetben meghaladta illetve megközelítette a határértéket; a Co két esetben meghaladta, hét esetben megközelítette a határértéket, a Cu két esetben túllépte a

küszöbértéket. A funkcionális zónák hatását áttekintve megállapíthatást nyert, hogy az említett határérték túllépések illetve megközelítések minden esetben a nagyforgalmú belvárosi, ipari zónákban, illetve a II. kerület esetében a belvárosközeli nagyforgalmú terekben, csomópontokban voltak megfigyelhető. A területhasználati kategóriák alapján az is egyértelműen kijelenthető, hogy a fenti magas értékek kétharmad arányban a parkokra érvényes.

Szeged esetében a heterogénebb fémeloszlást jól tükrözi a kapott tágabb intervallumú értékek több klaszterbe tömörülése. Mindazonáltal a nagyobb heterogenitás megmutatkozik a határértéket meghaladó fémek nagyfokú variabilitásában. Az I. klaszterbe a szegedi minták 16%-a került, melyek nagyrészt újszegedi jómódú negyed Fluvisol talajtípuson, kisebb részben — két minta erejéig — az óváros területén fekszenek: egyik (26. minta) a feltöltetlen külvárosi részen szintén Fluvisol talajon fekvő park, míg a másik egy belvárosi agyagos textúrájú talajanyaggal feltöltött játszótér (35. minta, Honvéd tér). A Ni, Co meghaladja a B határértéket, a Cr az Eikmann Kloke féle értéket (játszóterek esetében); míg a Ba, Cd, Cu megközelíti a B küszöbértéket. Külön kiemelő, hogy a nikkelt szinte minden mintában meghaladta a határértéket. Az itteni talajok nehézfém-tartalmának alakulásában e talajok magas agyagtartalmának döntő szerepe van az agyagásványok viszonylag nagy fajlagos felületének, valamint a túlnyomóan negatív töltésének köszönhetően. Tehát e csoport kiemelkedő fémértéke a terület „öntés jellegének” tulajdonítható, hiszen az újszegedi helyszínek a Tisza, a Maros öntésterületéhez tartozva jelentős mennyiségű fémmennyiségre tehetnek szert. Mindemellett e fenti magas fémértékek kapcsán megerősíthetjük a korábbi kutatásunkban leírtakat (PUSKÁS 2008), miszerint a Fluvisol talajtípus felszíni mintái gyakran tartalmazzak határértéket meghaladó koncentrációkat sokszor több fém esetén is, feljogosítva ezáltal e talajokat a Toxic utótag viselésére, melyre azonban a jelenlegi nemzetközi talajosztási rendszer (World Reference Base for Soils) (FAO et al. 2007) e talajtípusnál nem ad lehetőséget. Így jelen kutatásnál újfent javaslatot teszünk arra, hogy a Fluvisol, illetve valamennyi talajcsoport utótag minősítői közé be kell venni a Toxic minősítőt, hiszen az atmoszférikus leülepedés, a felszíni lefolyás, valamint a mezőgazdasági tevékenységek révén nemcsak a város, hanem a városkörnyéki természetes talajok is szennyeződhetnek. A területhasználatról elmondható, hogy nincs jelentősége e csoport fémkoncentrációinak eloszlásában, hiszen a játszóterek és parkok aránya 50–50%. Mindezt alátámasztja az a tény, Újszegeden nem történt feltöltés, mind parkok mind a játszóterek ugyanazon öntéstalajon fekszenek, a játszóterek kialakításakor a játékok, homokozók körül talajfeltöltés, talajcsere kevés esetben történt. A funkcionális zónák tekintetében, egyértelmű, hogy gyakorlatilag annyira fiatal területről van szó, hogy az adott funkciónak nem volt ideje befolyást gyakorolni a területre. A II. klaszterbe (összminta 10%-a) szintén újszegedi helyszínek tartoznak, habár már kevesebb fém haladja (Ni, Ba), illetve közelíti meg (Cd) a határértéket. A területhasználat hatása itt sem releváns, hiszen a parkok játszóterek megoszlása fele-fele arányú. Egy újszegedi minta (14. minta) külön klasztert (III.) alkot, noha fémértékeinek alakulása nagyban hasonlít az előző klaszteréhez; az elkülönülésének alapját az adja, hogy a városban ez az egyetlen olyan helyszín, mely meghaladta a Cd határértéket. Egy éles határ húzható az eddig ismertett „újszegedi” klaszterek és az alábbiakban bemutatottak között, mely vonal voltaképpen markánsan elkülöníti a nehézfémmel terhelt újszegedi zónát a többi zóna talajaitól. A IV. klasztert az összminta 4%-a (2 helyszín) alkotja a határértéket megközelítő Zn koncentrációknak köszönhetően. Mindkettő a panel zónában fekvő játszótér, melyek légvonalban nagyon közel található forgalmas utakhoz, csomópontokhoz, viszont magas panel épületek által körülvett. Valószínűleg ezen épületek tompítóhatásának köszönhető, hogy a Zn csak megközelíti a határértéket. A „résztvevők” számát tekintve a legnépesebb az V. klaszter, mely az összminta 71%-át tömöríti. Egyetlen fém (Co) haladja, illetve közelíti meg a B határértéket, de csak a helyszínek töredéke esetében, a többi fém koncentrációja jóval a

határérték alatt marad. Azonban egyértelműen elmondható, hogy a Co határértéket meghaladó koncentrációk kivétel nélkül forgalmas utakkal körülvett belvárosi helyszínek esetében figyelhető meg (3. ábra). Területhasznosítás szempontjából szintén nem lehet összefüggést feltárni a kapott fémkoncentrációk és aközött, hogy adott helyszín játszótér, avagy park. Érdekes viszont, hogy előzetes elképzeléssel szemben e klaszter együtt tömöríti a referenciaterületként szolgáló röszei talajokat, a panel illetve az ipari zóna talajaival. Gyakorlatilag ez azzal is magyarázható, hogy Szegeden regionális városként kevésbé markánsan húzhatók meg egyes funkcionális zónák, valamint az egyes zónák funkciója nem olyan fajsúlyos, mint a főváros esetében. Például ugyan jelen van a város külterületén egy ipari jellegű zóna, de ott alig folyt olyan meghatározó, tartós ipari tevékenység, mely hatására az ott lévő talajok e tevékenységek nyomait magukon viselhetnék.

Gyula esetén a budapesti helyszínhez hasonló homogenitást állapíthatunk meg, csak a várhoz képest fordított tendenciában. Egyetlen mintavételi helyszín (az összminta 3%-a) esetében beszélhetünk Co, Cu határértéket meghaladó koncentrációról; a Cu esetében több mint kétszeres a határértéktúllépés. E helyszín a panel zónában a forgalomtól távol helyezkedik el, egy meglehetősen elhanyagolt állapotban levő parkban. Egy külön klasztert (II. klaszter) alkot a maradék minta (97%), a minták egyik fele túllépi a kobalt határértéket, míg a másik fele szorosan megközelíti azt. Tulajdonképpen a kobalt szempontjából e klaszter 30 helyszínből csak néhány tekinthető „tisztának”, mindkettő az utóbbi időben épített játszótér. Kiemelendő a 18. helyszín — a külső városrészben, jómódú kertesházak övezetében fekvő játszótér — melyben a Co mellett a Cr meghaladta az Eikmann Kloke játszótérre vonatkozó határértéket.

A három város adatainak (185 helyszín, 10 fém) együttes klaszteranalízise során 4 klasztert különíthetünk el. Az I. klaszterben az összminta 2%-a tartozik, nevezetesen a két budapesti (27., 35.) legmagasabb értékekkel rendelkező helyszín, melyek messze kiemelkednek a „mezőnyből”. E két helyszín számos fém esetében többszörösen határértéket meghaladó koncentrációinak köszönhetően a legszennyezettebbnek tekinthető valamennyi vizsgált minta közül. A II. klasztert (összminta 5%-a) a fentebb már jellemzett újszegedi talajok alkotják, melyek ugyan számos fém esetében meghaladják a határértéket, de messze nem az I. klaszter alkotóira jellemző mértékben. Az összminta azon 22%-kategORIZÁLHATÓ a III. klaszterbe, melyeknél a Co vagy meghaladja vagy megközelíti a határértéket. Néhány minta esetében e fémhez még egy fém csatlakozik, bár a minták zöme kizárólag a kobaltnál mutat eltérést. A csoport fele-fele arányban tartalmaz játszótéereket (21 db) és parkokat (19 db), tehát a területhasználat eddigi elhanyagolható jelentőségét ismét alátámaszthatjuk. E klaszter 40 mintája közül 29 gyulai eredetű, míg 9 kivétel nélkül a szegedi belvárosi, és 2 pedig a budapesti belvárosi zónából származik. A IV. legnépesebb klaszter a három város együttes összminta számának 72%-át tartalmazza. Jellemző rájuk, hogy néhány esetben figyelhető meg egy-egy fémnél határérték túllépés vagy megközelítés, de alapvetően e csoport tagjai homogénen tisztának mondhatók. Területhasználat változatlanul irreleváns (64 park, 69 játszótér); a csoportot alkotó 133 mintából a zömét budapestiek (101 db), jóval kisebb részét (29 db) a szegedi panel, referenciaterület (Röske) és az ipari zóna alkotja. Mindazonáltal gyulai talajok közül csak két minta képviselteti magát.

### Eredmények megvitatása

A vizsgált városi talajok alapparamétereinek klaszterezése során döntő szerepe volt a műterméknek, a humusztartalomnak, a textúrának és néhány esetben a karbonátnak, míg a homogén pH és az összes só értékek nem befolyásolták az osztályozás kimenetelét. A felszíni lefedettségétől mentes parki és játszótéri területhasználat jól elkülönül a rájuk jellemző talajtani paraméterek minőségi és mennyiségi sajátosságai alapján.

Általánosságban elmondható, hogy a parki talajokra az ott lévő avartakarót biztosító városi növényzet, valamint helyenként a tudatos, mesterséges szervesanyag-utánpótlás okozta intenzívebb mikrobiális tevékenység magasabb humusz értékeket eredményez, szemben a kitaposott, sokszor tömődött, kopár, humusz szegény játszótéri talajfelszínekkel. Mindamellett a parki minták többségében az agyagos vályog, agyag textúra, általában alacsony műterméktartalom az uralkodó, szemben a játszótérek többségének homok, homokos vályog fizikai féleségével és magas műterméktartalmával. Természetesen kisebb számban az átmeneti kategóriák is megjelennek, nevezetesen a magasabb humusztartalmú, kötöttebb, minimális műtermék tartalommal rendelkező játszótéri, valamint az erősebb textúrájú, mérsékelt humusztartalmú, számottevő műterméktartalmú parki talajok.

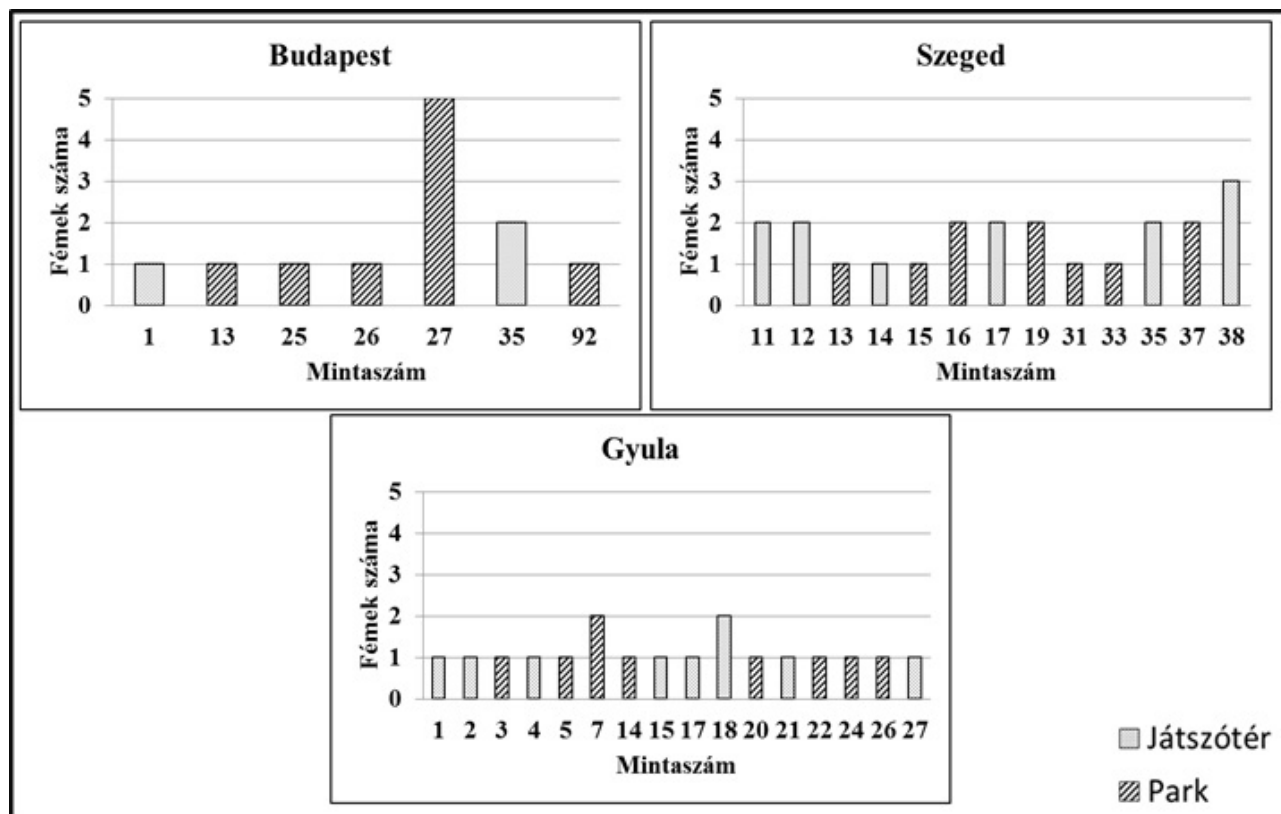
A lépték alapú különbség értékelése során a lokális, egy-egy városon belüli különbségekre kiterjedő elemzésen túl fontosnak tartottuk a regionális eltérések feltárását is. A vizsgált paraméterek elkülönülése kifejezettebb a budapesti minták esetében a tartósabb, intenzívebb, változatosabb antropogén tevékenységeknek köszönhetően. A fővárosi parkok humusszal és mésszel, valamivel jobban ellátottak a vidékiekhez képest, hiszen az általunk vizsgált fővárosi parkok javarésze (pl.: Városliget, Szabadság tér, Kossuth tér, Károlyi kert, Rózsák tere stb.) nagy múlttal rendelkező, igen rendezett állapotú helyszínek. Ennek megfelelően sokszor tetemes humusz (8–15%) tartalommal rendelkeznek a folyamatos, intenzív szervesanyag-utánpótlásnak köszönhetően. Mindazonáltal az is látszik, hogy azok a játszótérek, amelyek e gondozott parkok szomszédságában helyezkedtek el, parki sajátosságokat felvéve, parkokra jellemző karakterisztikát, javuló pufferkapacitást mutatnak. A budapesti, jelentősebb mésztartalom a feltöltött területek esetében a történelmi múlt eredményezte „kultúrréteg”-nek, míg az eredeti talajon fekvőknél a meszesebb genetikai talajtípusnak tulajdonítható. Mindez összecsengést mutat a jelentősebb fővárosi műterméktartalommal, mely a zavartabb helyszíneken szintén fokozhatja az itteni talajok karbonáttartalmát. A budapesti talajok kötöttségi értékei alacsonyabbnak és változatosabbak a szegedi és gyulai helyszínek egyenletesebb, kötöttebb talajaihoz képest. Mindez összefüggést mutat azzal a ténnyel, hogy a vidéki helyszínek játszótéreit, parkjait (kivéve „Ószeged”) sok esetben az eredeti talajfelszínen mindenféle tereprendezés nélkül alakították ki.

Már a helyszíni terepszemlén egyértelmű volt, hogy a fővárosi parkok/játszóterek javarészeiben kellő gyakorisággal végeznek, a talajok minőségére is kiterjedő állagmegóvó és minőségjavító fenntartási munkákat, melyek eredménye jól látszik e helyszínek talajállapotában. Vidéken gyakrabban találoztunk kevésbé ápolts helyszínekkel, mely tény sok esetben visszatükröződik a talajtani paraméterek alakulásában is. Az alapparaméterek esetében a különböző funkciójú zónák hatása nem szignifikáns, de mérsékelt figyelemmel a főként a fővárosban, ahol a hosszabb idő, és a meghatározóbb emberi behatás némi talajtani módosulást okozott. A vizsgált fizikai, kémiai paraméterek közül a műtermék az antropogenitást leginkább jelző paraméter, mely a diszturbáltabb területeken (főként belvárosi, ipari, paneles zónákban) számottevőbb mennyiséggel bír. E paraméter alapján a „forró” pontok (I. klaszterek: fővárosi mintákban 12, a szegedi 9, a gyulai 7%) mindhárom város esetében egyhangúan a belvárosi és a panel zónában található, tanúsítva e funkcionális zónák rájuk gyakorolt figyelemre méltó hatását. Ezzel szemben a klaszterek többségénél azt a következtetést lehet levonni, hogy az egyes zónák funkciójának nincs meghatározó jelentősége a talajtulajdonságok alakulásában, nem úgy a helyi tevékenységek milyensége és mennyisége, amelyek alapvetően meghatározzák az egyes talajtani paramétereket.

Mindazonáltal az is elmondható, hogy a vizsgált városok referenciaterületeinek (Dunakeszi, Röske, Gyulavári) egyike sem rendelkezik ingadozó értékekkel, megőrizték közel természetes állapotukat szemben a belső zónáinak technogén talajaival.

A vizsgált paraméterek nehézfémek mobilitását befolyásoló képessége klaszterenként eltérő. Általánosságban elmondható, hogy a zavartabb, elhanyagoltabb helyszínek talajai

(magas műtermékkel, alacsony mésztartalommal, durva textúrával és alacsony humusztartalommal) gyengébb környezeti tompítóképeséggel rendelkeznek egy esetleges nehézfémzennyezéssel esetén, mint az optimális adottságú talajok. Ily módon az esetek többségében megállapítható, hogy játszóterek tápelem és toxikus elem megkötő képessége alacsonyabb, pufferkapacitása gyengébb, mint a parkoké, más szóval a potenciálisan előforduló nehézfémterhelés hatását tompítani vagy közömbösíteni nehezebben képesek.

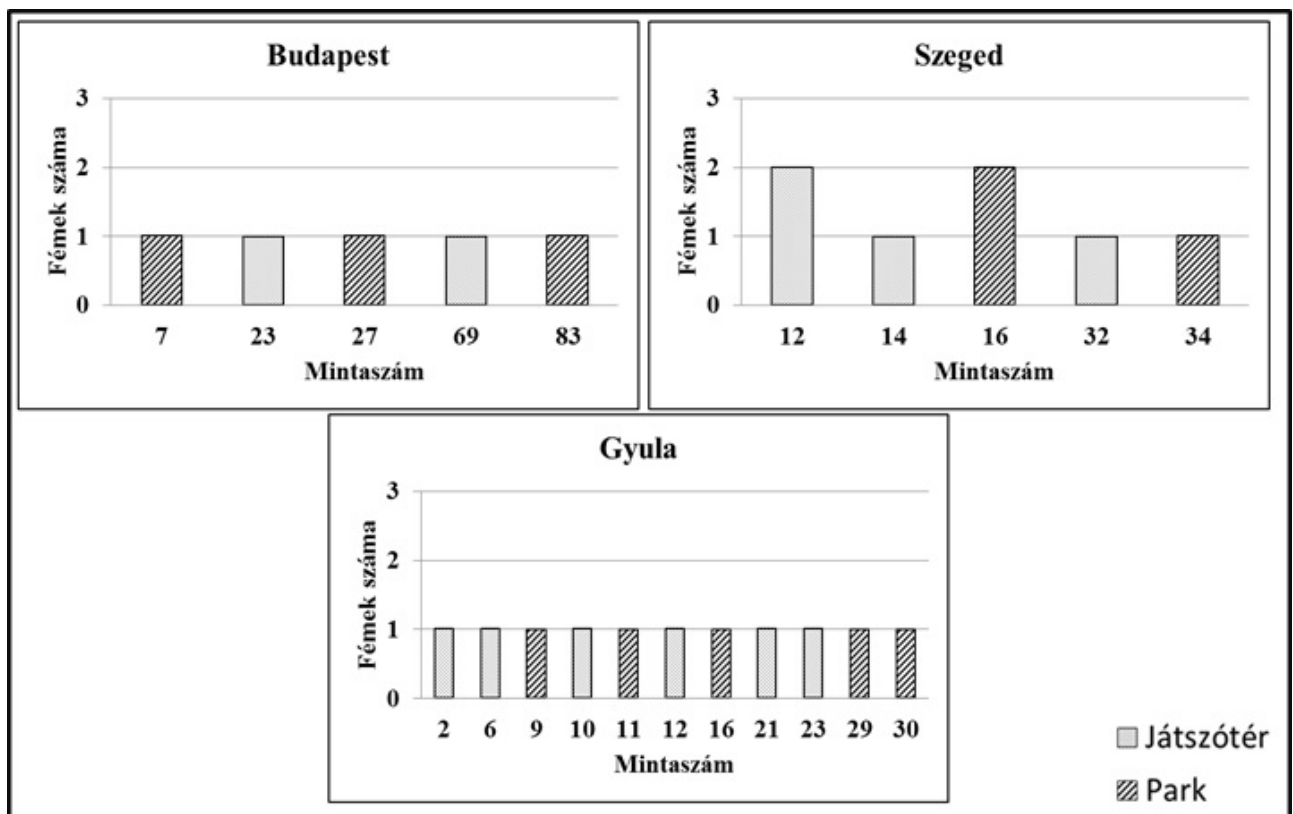


3. ábra B szennyezettség meghaladó helyszínek  
Figure 3. Sites exceeding B threshold values

**Budapest:** 1. Klauzár tér, 13. Jókai tér, 25. Népliget (Üllői út x Könyves), 26. Népliget (Lengyel sétány), 27. Népliget (Winter-Jakob József sétány), 35. Óbánya park, 92. Nagy L. tér; **Szeged:** 11. Gulácsi tér, 12. Kállay Liget, 13. Kállay Liget, 14. Erdei tér, 15. Fülemlé utca x Hargitai utca, 16. Ökörszem utca, 17. Haladás utca, 19. Holt Maros (Bérgyártás x Szövetség utca), 31. Szent István tér 33., Széchenyi tér 35. Honvéd tér 37., Stefánia Park 38. Roosevelt tér; **Gyula:** 1.-5., 7. Törökveszi Ltp. 14. Vár, 15. Várkert utca x Tiborc utca, 17. József Attila tér, 18. Brassói út, 20. Gyöngyvirág tér, 21. Béke tér, 22. Csiga kert, 24. Apor V. tér, 26. Gyulavári, Andrassy kastély parkja 27. Gyulavári Sirály út 38.

Budapesten homogénen alacsony, néhol háttérértéket megközelítő fémtartalom a jellemző, noha a külön klasztert alkotó két szennyezett helyszín markánsan elkülönül a többitől az ún. antropogén fémek (Pb, Zn, Cd, Cu) határértéket meghaladó vagy megközelítő koncentrációi miatt, mely értékekért minden bizonnyal a sűrű közlekedés, az ipari zónában pedig főként az egykori ipari tevékenységek tehetők felelőssé (3. ábra). A csekély iparral rendelkező regionális városban, Szegeden egyértelműen elkülönülnek az újszegedi Fluvisol talajok, melyekben számos fém meghaladta (Ni, Co, Cr) vagy megközelítette (Cd, Ba) a határértéket valószínűsíthetően az ártéri talajanyagnak köszönhetően. Gyulán csak a Co haladta meg a határértéket szinte az összes vizsgált helyszín esetében. Mivel ezen fémértékek eloszlása városszerte egyenletes, kiugró értékek nélkül és a többi fém (egy határértéket meghaladó Cr értéket nem számolva) messze alulmarad a határértékektől, valamint mivel a város főként idegenforgalmi profilú kisváros, jelentősebb ipari tevékenység nélkül, így a

határértéket meghaladó Co koncentrációk valószínűsíthetően háttérkoncentrációnak köszönhető. Mindhárom város esetén jól látszik, hogy a parkok és játszótérek fele-fele arányban oszlanak meg fémkoncentrációk alapján elkülönített klaszterekben. Mindez egyértelművé teszi, hogy a fémszennyezettség szempontjából nincs különbség a fenti két területhasználati kategória között, egyáltalán nem gyakoroltak hatást a vizsgált talajok fémteheltségére, hiszen vannak a fémkoncentráció térbeli eloszlását sokkal dominánsabb meghatározó tényezők (pl.: forgalmas úttól való távolság, ipari tevékenység stb.).



4. ábra B szennyezettséget megközelítő helyszínek (a B érték 90%-nál nagyobb értékek)

Figure 4. Sites approaching B threshold value (> 90% of B value)

**Budapest:** 7. Kossuth tér, 23. Népliget (Kismartoni út), 27. Népliget (Wintel-Jakob József sétány), 69. Hímző utca, 83. Vérhalom tér; **Szeged:** 12. Kállay Liget, 14. Erdei tér, 16. Ókórszem utca, 32. Barók tér, 34. Móra Ferenc Múzeum; **Gyula:** 2., 6. Törökveszi Ltp. 9. Wesselényi tó, 10. 11.Bem tér, 12. Budrió lakótelep, 16. Kossuth x Móricz, 21. Béke tér, 23. Gyóni G. utca, 29. Gyulavári Széchenyi 8., 30. Gyulavári, Bay tér

A funkcionális zónák talajokra gyakorolt hatása érzékelhető Budapesten, mivel az ipari zónában helyezkedik el a két igen kimagasló szennyezett helyszín (összminta 2%-a). Ezenfelül határértéket megközelítő vagy éppen meghaladó koncentrációkat a belvárosban, a panel zónában levő forgalmas terek, utak környezetében is mértünk. Szegeden a vizsgált mintaszámhoz képest, arányában több helyszín (összminta 23%-a) — az „újszegedi” klaszterek — haladta meg a határértéket, mint a fővárosban (4. ábra). A funkcionális zónák szerepe itt már irreleváns, hiszen regionális városként az egyes zónák nem különülnek el markánsan, sokszor a funkciók „erőtlenek”, s ha aktívan jelen is vannak számos esetben keverednek. A lokális tevékenységek, a természeti adottságok hatásai (lásd Újszeged) sokszor még dominánsabbak, mint az ott történt antropogén tevékenységek, hiszen e területek túl „fiatalok” ahhoz, hogy bármilyen itt zajló funkció számottevően befolyásolni tudja őket. Ezt nagyon jól igazolja az a tény, hogy Szegeden a jómódú kertesházás, újszegedi zóna rendelkezik a legszennyezettebb helyszínekkel. Gyula esetében a legkevésbé meghatározó a

funkcionális zónák hatása, bár megemlítené egy panel és egy belvárosi (a gyulai vár előtti park) zónából került ki két olyan helyszín, amely talajai egyenletesen magas Co koncentráció mellé még egy határértéket meghaladó fém társult. A vizsgált városok referenciaterületei közül egyik sem rendelkezik még határértéket megközelítő koncentrációval sem, mely jól jelzi, hogy e területeket érte a legcsekélyebb emberi hatás.

### Konklúzió

Eredményeink alapul szolgálnak a vizsgált zöld közterek talajminőségének, alapfunkcióinak értékeléséhez és jó kiindulópontot jelenthetnek e talajok jövőbeli kezeléséhez. A játszóterek esetén azonban szigorúbban kell fellépni, mint a parkoknál, hiszen a városi környezetre leginkább jellemző két expozíciós út mellett (dermális kontakt, inhaláció) a játszótereknél a véletlen és szándékos ingeszció szerepe szignifikánsan növeli a humán egészségügyi kockázatot. Így a határértéket szorosan megközelítő játszóterek esetében ugyan beavatkozásra nincs szükség, de elengedhetetlen a folyamatos monitoring, kimutatva ezáltal e talajokban további minőségi romlását és az esetleges emberi egészséget is károsító hatás megjelenését. Azonban mindkét területhasznosítási típus esetén, ha legalább egy fém meghaladja határértéket, akkor egyéb intézkedés, beavatkozás szükségeltetik, hogy elkerüljük az egészségügyi kockázat fokozódását.

A funkcionális zónák talajra gyakorolt hatása a városok nagyságának csökkenésével elhanyagolható, habár jól látszik, hogy a budapesti közterek talajainak állapota a külföldi ilyen irányú kutatások eredményeivel összevetve optimálisnak tekinthető, hiszen globális léptékben kisebb (népesség: 1–10 millió) világvárosok közé tartozó fővárosunkra kevesebb városi stressz hárul. Ugyanakkor, az is elmondható hogy a nagyvárosok emissziós forrásainak száma ugyan magasabb, azonban ez nem szükségszerűen eredményez magasabb fémterhelést. A város mérete tehát nincs feltétlenül összefüggésben a megkapott fémkoncentrációkkal, hiszen számos egyéb faktor jelentősen módosítja, felerősítheti, illetve tompíthatja az adott városrész fémterhelését, kialakítva ezáltal a fémkoncentrációk egy igen heterogén térbeli mintázatát. Mindazonáltal a vidéki területeken nem szabad alulértékelni a háttérkoncentrációk jelentőségét sem, melyek jelentősen átszabhatják azt a preconcepciót, hogy a vidéki kisvárosok, jellegüknek fogva kevésbé szennyezettek.

Az eredményekből tehát csak az összes tényező figyelembevételével szabad következtetéseket levonni. Az egyes városok fémterheltségét pedig csak ugyanazon mintázási stratégia (mélység, mintavétel gyakoriság) és laboratóriumi (ugyanazon feltárás, mérés) módszerek alkalmazás mellett lehet összehasonlítani.

A fentiek ellenére sokszor igen nehéz a szennyeződések forrásának beazonosítása a városi talajok antropogén tevékenységek (feltöltés, elhordás, keverés stb.) eredményezte dinamikus karakterisztikája miatt. Sőt sok esetben a vizsgált fém eredete egyáltalán nem adható meg, hiszen az adott talajanyag magas fémkoncentrációja nem szükségszerűen a helyszín antropogén tevékenységéből vagy a háttérkoncentrációból, hanem akár a városon kívülről (pl.: folyami/antropogén feltöltés Szeged esetében), vagy attól akár jóval távolabbról is származhat. A fémszennyező források térben és időben eltérő dominanciája módosíthatja az eredeti fém minőségi és mennyiségi összetételét és elfedheti az eredeti fémoszlást, a városi talajokat ért fizikai, kémiai degradáció mintázatát.

A közterek, a közparkok, a közterületi játszóterek, a szabadtéri közösségi terek, a települési zöldfelületek kialakítása, felújítása, bővítése során elengedhetetlen fentiek figyelembevétele, hiszen a fő cél a települések magas színvonalú lakó-, pihenő környezetet biztosítsanak lakosaiknak valamint, hogy az itt élők és az ide látogatók komfortérzete javuljon.



### Köszönetnyilvánítás

A kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/1-11-1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése országos program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

### Irodalom

- ANGYAL ZS., KARDOS L. 2012: Nehézfémek vizsgálata különböző kitettségű játszótéri homokozókban III. Települési Környezet Konferencia kötet 246–252.
- BACON, J. R., BERROW, M. L., SHAND, C. A. 1992: Isotopic composition as an indicator of origin of lead accumulations in surface soils. *Int J Environ Anal Chem* 46: 71–76
- BIASIOLI, M., BARBERIS, R., AJMONE-MARSAN, F. 2006: The influence of a large city on some soil properties and metals content. *Sci Total Environ* 356: 154–164.
- BURGHARDT, W. 1994: Soils in urban and industrial environment. *Zeitschrift für Pflanzener-nährung und Bodenkunde* 157: 205–214.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) 2006: Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health) ummary of A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines.
- CHEN, T.B., ZHENG, Y.M., LEI, M., HUANG, Z.C., WU, H.T., CHEN, H., FAN, K.K., YU, K., WU, X., TIAN, Q.Z. 2005: Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* 60(4): 542–51.
- CULBARD, E., THORNTON, I., WATT, J., WHEATLEY, M., MOORCROFT, S., THOMPSON, M. 1988: Metal contamination in British urban dusts and soils. *J Environ Qual.* 17: 226–234.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2006: Guidelines for soil description, Roma.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), IUSS (International Union of Soil Sciences), ISRIC (International Soil Reference and Information Centre) 2007: World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication, Rome, Italy. <http://www.fao.org/ag/Agl/agll/wrb/doc/wrb2006final>.
- FARSANG A., PUSKÁS I. 2007: Városi és ipari területek talajai: Talajok nehézfém tartalmának vizsgálata háttérszennyezettség kimutatására Szegeden. In: Városökológia. (szerk. Mezősi G.) JATEPress, Szeged, pp. 99–117.
- FEJES I., FARSANG A., BARTA K. 2013: Antropogén talajok sajátosságai a talajszennyezés vertikális terjedésében: a háromfázisú zóna transzportfolyamatainak modellezése városi területen. *Talajvédelem Különszám* 169–178.
- FIGUEIREDO, A.M.G., NOGUEIRO, C.A., SAIKI, M., MILIAN, F.M., DOMINGOS, N. 2007: Assessment of atmospheric metallic pollution in the metropolitan region of São Paulo, Brazil, employing *Tillandsia usneoides* L. as biomonitor. *Environ. Pollut.* 145: 279–292.
- GUNEY, M., ZAGURY, G. J., DOGAN, N., ONAY, T. T. 2010: Exposure assessment and risk characterization from trace elements following soil ingestion by children exposed to playgrounds, parks and picnic areas. *Journal of Hazardous Materials*, 182(1–3): 656–664.
- LJUNG, K. 2006: Metals in urban playground soils. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala p. 67.
- LJUNG, K., SELINUS, O., OTABBONG, E. 2006: Metals in soils of children's urban environments in the small northern European city of Uppsala. *Science of The Total Environment* 366(2–3): 749–759.
- LUO, X. S., YU, S., ZHU, Y. G., LI, X. G. 2012: Trace metal contamination in urban soils of China. *Sci Total Environ.* 421–422: 17–30.
- KÁDÁR I. 1998: A szennyezett talajok vizsgálatáról. Kármentesítési kézikönyv II. Környezetvédelmi minisztérium, p.151.
- KUMPIENE, J., BRÄNNVALL, E., TARAŠKEVIČIUS, R., AKSAMITAUSKAS, Č., ZINKUTĖ, R. 2011: Spatial variability of topsoil contamination with trace elements in Preschools in Vilnius, Lithuania. *Journal of Geochemical Exploration* 108(1): 15–20.
- MAHALANOBIS, P. C. 1936: On the generalized distance in statistics. *Proceedings of the National Institute of Science of India*, 12: 49–55.
- MADRID, L., DÍAZ-BARRIENTOS, E., MADRID, F. 2002: Distribution of heavy metal content of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere* 49: 1301–1308.
- MAKRA, L., SÁNTA, T., MATYASOVSKY, I., DAMIALIS, A., KARATZAS, K., BERGMANN, K.C., VOKOU, D. 2010: Airborne pollen in three European cities: Detection of atmospheric circulation pathways by applying

- three-dimensional clustering of backward trajectories. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 115, D24220, doi:10.1029/2010JD014743.
- MAKRA, L., MIKA, J., BARTZOKAS, A., BÉCZI, R., BORSOS, E., SÜMEGHY, Z. 2006: An objective classification system of air mass types for Szeged, Hungary with special interest to air pollution levels. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 92(1–2), 115–137.
- MCKONE, T. E., DANIELS, J. I. 1991: Estimating human exposure through multiple pathways from air, water and soil. *Regul Toxicol Pharmacol* 13: 36–61.
- MANTA, D. S., ANGELONE, M., BELLANCA, A., NERI, R., SPROVIERIA, M. 2002: Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Science of The Total Environment*. 300(1–3): 229–243.
- MASSAS, I., EHALIOTIS, C., KALIVAS, D., PANAGOPOULOU, G. 2010: Concentrations and Availability Indicators of Soil Heavy Metals; the Case of Children’s Playgrounds in the City of Athens (Greece). *Water Air Soil Pollution* 212: 51–63.
- MATYASOVSKY, I., MAKRA, L., BÁLINT, B., GUBA, Z., SÜMEGHY, Z. 2011: Multivariate analysis of respiratory problems and their connection with meteorological parameters and the main biological and chemical air pollutants. *Atmospheric Environment*, 45(25): 4152–4159.
- MIGUEL, D. E., IRIBARREN, I., CHACÓN, E., ORDOÑEZ, A., CHARLESWORTH, S. 2007: Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere* 66(3): 505–513.
- MSZ 21470-50:2006, 2006: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikus elem-, a nehézfém- és a króm (VI) tartalom meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület.
- MSZ-08-0205:1978., 1978: A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata. Magyar Szabványügyi Testület.
- MSZ-08-0206-2:1978., 1978: A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok. (pH-érték, szódában kifejezett fenoltalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos ( $y_1$ -érték) és kicserélődési aciditás ( $y_2$ -érték)). Magyar Szabványügyi Testület.
- MSZ 21470-52:1983., 1983: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajok szervesanyag-tartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület.
- OTTESEN, R. T., ALEXANDER, J., LANGEDAL, M., HAUGLAND, T., HØYGAARD, E. 2008: Soil pollution in day-care centers and playgrounds in Norway: national action plan for mapping and remediation. *Environ Geochem Health* 30: 623–637.
- PUSKÁS I. 2008: Városaink talajai: A szegedi talajok komplex értékelése és osztályozása. Doktori (PhD) Értekezés, SZTE Természettudományi és Informatikai Kar, Szeged.
- RADÓ D. 1985: Budapesti parkok és terek. Magyar Nemzeti Galéria, p. 179.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. 1999: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- SZOLNOKI, ZS., FARSANG, A., PUSKÁS, I. 2013. Cumulative impacts of human activities on urban garden soils: origin and accumulation of metals. *Environmental Pollution* 177: 106–115.
- ZEHNER, K. 2001: Stadtgeographie. Klett-Perthes, Gotha und Stuttgart. p. 239.
- 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről.

HTTP1: [www.beszedesparkok.hu/ohegy\\_park/](http://www.beszedesparkok.hu/ohegy_park/)

## EVALUATION OF SOIL CONDITIONS IN URBAN GREEN AREAS BASED ON FUNCTIONAL ZONES

I. PUSKÁS<sup>1</sup>, A. FARSANG<sup>1</sup>, Z., CSÉPE<sup>2</sup>, M. BARTUS<sup>1</sup>

<sup>1</sup>University of Szeged, Department of Physical Geography and Geoinformatics  
Szeged, Hungary, POB 653, Szeged H-6701, e-mail: puskas@geo.u-szeged.hu

<sup>2</sup>University of Szeged, Department of Climatology and Landscape Ecology  
Szeged, Hungary, POB 653, Szeged H-6701

**Keywords:** public soils, urban function, heavy metals, health risk

The topsoil of urban public green areas contains fewer pollutants than topsoil in industrial installations or areas close to roads. However, more significant human health risks can be detected in these green areas due to more exposure pathways (ingestion, dermal contact, inhalation). In the present study composite surface samples (0-5 cm, from 10-15 subsoil samples) were collected from public parks and playgrounds in three Hungarian cities in order to determine effects of human activities on soils and evaluate their buffering capacity. Chemical, physical soil properties influencing metal mobility and pseudo total metal content were measured. Relationships between metal concentrations, soil properties as well as spatial distribution were revealed using optimal cluster selection. 20% of the studied samples exceeded the threshold values allowed in Hungary in at least one, if not more metals. This research helps us understand that with the help qualitative and quantitative evaluation, we can provide spatial patterns of metal contamination and give potential emission sources.

## TÁJ- ÉS ÉLŐHELYVÁLTOZÁSOK VIZSGÁLATA RETROSPEKTÍV ADATBÁZISÉPÍTÉS ÉS TRAJEKTÓRIAELEMZÉS MÓDSZERÉVEL EGY KALOTASZEGI FALU, SZTÁNA HATÁRÁBAN

SZALAY PÉTER<sup>1</sup>, SALÁTA DÉNES<sup>1</sup>, BIRÓ MARIANNA<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, MKK, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet  
2103, Gödöllő, Páter K. u. 1.

<sup>2</sup>MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,  
2163, Vácrátót, Alkotmány út 2-4.

**Kulcsszavak:** élőhely-térképezés, retrospektív történeti adatbázis, változáskövetés, trajektória-elemzés, folttörténet térkép

**Összefoglalás:** A múltbeli folyamatok megismerése fontos része a jelenbeli tájváltozások, illetve vegetációátalakulások megértésének. Ezért a történeti tájökológiai kutatásokban egyre nagyobb hangsúlyt kapnak az olyan folyamatcentrikus módszerek, melyek segítségével nemcsak múltbeli vegetációmintázatok, hanem a múltbeli átalakulások iránya is pontosan követhető. Ezek közé tartozik a trajektóriaelemzés módszere, mellyel megtudhatjuk, hogy a táj egyes részletei vagy egy élőhelytérkép foltjai milyen nyomvonalon alakultak át az idők folyamán. A felszínborítás változásának ilyen nyomvonalait a természetközeli élőhelyek foltjain megvizsgálva „folytonosságukra” vagy másodlagosságukra is következtetni tudunk, mely által az élőhelymegőrzések is célirányosabbá tehetők. A vizsgált terület Sztána (*Stana*, Románia) község határa, mely Kalotaszeg Alszeg részén, mintegy 1400 hektáron helyezkedik el. 2013 nyarán elvégeztük Sztána település határának élőhely-térképezését. A vizsgálat második részében az élőhelytérkép kiegészítéséhez történeti fedvények (1865, 1940, 1970) felhasználásával 4 idősikből álló történeti adatbázist építettünk fel. A történeti térképek információjának kinyerésére kifejlesztett új módszer lehetőséget biztosít már meglévő élőhelytérképek (pl. NBmR, Natura 2000) történeti kontextusba helyezésének eddiginél egyszerűbb megvalósítására. A tájban lezajlott folyamatokat a változáskövetés és a trajektóriaelemzés módszerével elemeztük. Az egyes élőhelyfoltok stabilitását térképen is ábrázoltuk. A felszínborítási kategóriák domináns nyomvonalait a nemzetközi szakirodalomból ismert ábrázolástechnikával szerkesztettük meg. Eredményeink szerint a vizsgált mintegy 150 év alatt megfigyelhető legmarkánsabb átalakulások a tájban az utolsó 45 évben bekövetkezett szántó-gyep átalakulások. A szántók területe összesen közel 70%-al csökkent ebben az időszakban. A trajektóriaelemzés alapján látható az erdők helyén kialakított gyep-erdő mozaikok (fáslegelők és fáskaszálók) területének kezdeti növekedése, majd közelmúltbeli csökkenése. Az összes erdő egynegyedét alakították át fáslegelővé 1865 és 1940 között. Az állatlétszám utóbbi évtizedekben bekövetkezett csökkenése miatt a gyep-erdő mozaikok mintegy egyharmada erdősödött be 1970 óta. A vizsgált kalotaszegi táj mintegy felén a 19. század közepétől napjainkig nem volt változás a felszínborításban. A táj további egyharmada az 1970-es évekig volt stabil, csak utána változott meg.

### Bevezetés

A tájhasználatváltozást, és ezen belül a használat felhagyását a biodiverzitás-csökkenés legfontosabb hajtóerői közé sorolják (VITOUSEK et al. 1997, SALA et al. 2000, FOLEY et al. 2005). Ennek kapcsán a múltbeli tájalakulások számszerűsítése, leginkább a felszínborítási típusok – sokszor igen látványos - változásának kvantifikálása különösen nagy hangsúlyt kap a történeti tájökológiai kutatásokban (GILLANDERS et al. 2008). A természetes vagy természetközeli vegetáció megőrzéséhez azonban szükség van a múltbeli folyamatok ismeretére és lehetőség szerinti fenntartására is (MOLNÁR 1997, MARGÓCZI 2001). Ehhez már az olyan módszerek alkalmazása lehet leginkább hatékony, amelyek a múltbeli mintázatok helyett a folyamatok vizsgálatára is alkalmasak (KÄYHKÖ és SKÄNES 2006). Az ilyen folyamatcentrikus módszerek segítségével az egyes felszínborítási típusok átalakulásainak iránya pontosan követhető. A változáskövetés módszere („change detection”), mely átmeneti mátrixok elemzésén alapul, viszonylag jól ismert és széleskörben alkalmazott a tájökológiai kutatásokban (COUSINS 2001, ICHIKAWA et al. 2006, BIRÓ 2011, MIKUSINSKA et al. 2013). Amíg a változáskövetés tranzíciós mátrixaiból csak páronként nyerhetők ki az átalakulások, a

trajektóriaelemzés segítségével minden adott folt vagy lokalitás teljes története, nyomvonala (trajektóriája) követhetővé válik (KÄYHKÖ és SKÅNES 2006, SWETNAM 2007, ORCZEWSKA 2009, EREMIÁSOVÁ és SKOKANOVÁ 2009, CSERHALMI et al. 2011).

A trajektóriák helyspecifikusan, lokalitásonként is megjeleníthetők (lásd folttörténetek in BIRÓ et al 2006) és összegeezhetők is az adott vizsgálati területre. A trajektóriaelemzéssel megtudhatjuk, hogy az egyes felszínborítási típusok milyen nyomvonalon alakultak át az idők folyamán, és az átalakulások az adott típus mekkora részét érintették. A trajektóriák közül kiemelhetők a domináns átalakulások. A trajektóriaelemzés rekonstruált múltbeli élőhelytípusok segítségével élőhelyátalakulások vizsgálatára is alkalmas (BIRÓ et al. 2013). A kategóriák egymásba való átalakulása nemcsak előrefelé, hanem visszafelé is vizsgálható. Az utóbbi elemzés megmutatja, hogy az adott jelenlegi felszínborítási vagy élőhelytípus milyen utakon, nyomvonalakon jött létre. Például a területen található gyeptípusok kialakulása milyen arányban történt erdőkből vagy szántókból, vagy például egy konkrét gyepterület mely része volt a vizsgált időszakban folyamatosan gyep, mely részeit szántották és mikor.

Magyarországon az élőhely-térképezésnek nagy hagyománya van (KUN és MOLNÁR 1999, FEKETE et al. 1997). Már az 1990-es évek óta készülnek élőhelytérképek, többek között a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer térképei, a Natura2000 területek élőhelytérképei, valamint nemzeti parkok felmérései. Ezek a felmérések általában igen nagy pontossággal készültek, ezért alkalmasak arra, hogy történeti vizsgálatokkal kiegészíthetők legyenek. Az élőhelytérképek ezáltal új megvilágításba kerülnek, feltárulnak a területen zajlott múltbeli folyamatok, és a változások iránya is jól láthatóvá válik. Ezek ismerete konzervációbiológiai szempontból különös fontosságot kap napjaink gyorsan változó környezetének, táj- és élőhelyszintű diverzitásának megőrzésében. Az egyes tájrészletek átalakulásainak nyomvonaláiból többek között azok korára, folytonosságára vagy másodlagosságára, stabilitására, változékonyságára, ill. az adott helyen bekövetkezett változások idejére, korszakaira és jellegére tudunk következtetni (BIRÓ 2006, BIRÓ et al. 2006, 2013). Az Á-NÉR jelkulccsal (FEKETE et al. 1997, BÖLÖNI et al. 2011) készült élőhelytérképekhez múltbeli felszínborítási típusok rendelhetők, de akár múltbeli élőhely-kategóriák rekonstruálása is lehetséges ebből a célból (BIRÓ et al. 2006, 2013).

A történeti adatbázisok általában az egyes korszakok történeti térképei vagy légifotói alapján létrehozott fedvények összemetszésével készülnek el. Ebben a legnagyobb nehézséget a keletkezett foltok és folttörténet-típusok nagy számán kívül a töredékpolygonok nagy száma okozza (BIRÓ 2006, BIRÓ et al. 2006, CSERHALMI és BIRÓ 2012). Ennek elkerülése eddig főleg a töredékpolygonok eliminálásával (BIRÓ et al. 2006) vagy raszterizálási módszerekkel történt (CSERHALMI et al. 2011). A töredékpolygonok keletkezése elsősorban a korabeli térképek térképészeti pontatlanságaiból, a georeferáláskor adódó kicsiny eltérésekből, illetve magából a táj természetes dinamikájából, folthatárainak változásaiból adódik.

Az általunk kifejlesztett új módszer, a „retrospektív adatbázisépítés” előnye, hogy elkerüli a töredékpolygonok létrejöttét azáltal, hogy új fedvények létrehozása és összemetszése nélkül, egy már elkészített, térképészeti helyes élőhelytérképet darabol tovább és alakít történeti adatbázissá. A történeti térképek topológiai hibái a visszafelé haladó digitalizálás (tkp. poligondarabolás) során kiküszöbölődnek. Nem szükségesek raszterizálási lépések, a munkafolyamat megmaradhat az élőhely-térképezések során széles körben használt „polygonos világban”. A módszer további előnye még, hogy alkalmas bármely, már meglévő élőhelytérkép (pl. NBmR, Natura 2000) kibővítésére egy történeti információkat tartalmazó háttéradatbázissal, mely az élőhelymegőrzés és a területfejlesztés alapjául szolgálhat. Az így létrehozott adatbázis közvetlenül használható az élőhelyek átalakulásának változáskövetésére és trajektóriaelemzésére is.

Kutatásunk során egyrészt célunk volt Sztána Á-NÉR térképének elkészítése és az élőhelytérkép kiegészítése egy történeti információkat tartalmazó adatbázissal. Célunk volt

továbbá ehhez egy új módszer kifejlesztése és kipróbálása. Fontos célunk volt még a tájban lejátszódó változások követése és a folyamatok trajektória-elemzéssel való vizsgálata is.

### Anyag és módszer

A kutatási területünk Kalotaszeg Alszeg nevű részén található Sztána (Stana) község határa volt (Románia, Szilágy megye, *Județul Sălaj*), mely Eplényi tájkarakter elemzése által - a hazai, gyorsan változó tájakkal szemben - különlegesen stabilnak tartott kalotaszegi táj fontos települése (EPLÉNYI 2012a). Kalotaszeg éghajlata mérsékelt kontinentális, hegyaljai jellegű (PÉNTEK és SZABÓ 1985). A településhez közel eső Bánffyhunad átlagos csapadékmennyisége 673mm, évi középhőmérséklete 7,5°C (PÉNTEK és SZABÓ 1985). Három fő részre oszlik, Felszegre, Alszegre és a Kolozsvárhoz közeli Nádasmentére. Kalotaszeget északról és keletről a Mezőség, délről Aranyosszék, nyugatról Bihar megye határolja. Sztána község az Almás-patak vízgyűjtőjéhez tartozik.

A környéknél magasabb átlaghőmérséklet, valamint a különleges domborzati viszonyok rendkívül változatosá teszik Alszeg növényzetét (PÉNTEK és SZABÓ 1985). Alszeg alapkőzetét nagyrészt mészkőpad és agyag-homok üledék határozza meg. Előbbit durvamész, gipsz és alabástrom alkotja (EPLÉNYI 2012a). Zonális növényzete bükkös és gyertyános tölgyes, mely az emberi tevékenység következtében részben már régóta átalakított (MOLNÁR Cs. et al. 2015). A geomorfológia miatt létrejött meredek, száraz és meleg termőhelyek az ennek megfelelő félszáraz gyepeknek adnak otthont, miáltal rendkívül változatosá teszik a táj növényzetét (lásd MOLNÁR et al. 2015)

Sztána község közigazgatásilag Váralmás (Almașu) alá tartozik a következő településekkel együtt: Almásnyíres (Mesteacănu), Bábony (Băbiu), Cold (Țăudu), Farnas (Sfăraș), Kiskökényes (Cutîș), Kispetri (Petrinzel) és Zsobok (Jebucu). A történeti térképek alapján a falu határa nem húzható be egyértelműen, és valószínűleg többször is változott a 20. század folyamán. Ezért kutatási területként azt a területet jelöltük ki, amit mindig is sztánaiak kezeltek, az ő gondozásukban volt, és a szóbeli helynévgyűjtésének eredménye alapján a faluhoz tartozónak mondható (Molnár Krisztina szóbeli közlései alapján). A vizsgált terület nagysága 1413,54 ha. Sztána község lakossága kevert, magyar és román.

A legkorábbi helytörténeti összefoglalót Téglási Ercsei József tordai erdőmérnök írta 1842-ben, „Kalotaszeg rövid leírása” címmel (HÁLA 2006). Kalotaszeg II. Világháború előtti tájhasználatával kapcsolatosan Kós Károly írt átfogó tanulmányokat (KÓS 1947, 1999). Kalotaszeg növényzetét és népi növényismeretét Péntek János és Szabó Attila, Ember és növényvilág című munkája foglalja össze (PÉNTEK és SZABÓ 1985). Eplényi Anna „Kalotaszeg Tájkarakter-elemzése” című doktori értekezése (EPLÉNYI 2012a) tartalmazza többek között a sztánai területek tájértékelési megközelítésű jellemzését és tárgyalja a területre jellemző tájhasználati módokat is. Sztána és Zsobok erdeinek felmérésével és erdőtermészetesség vizsgálatával Búzás és munkatársai foglalkoztak (BÚZÁS et al. 2015).

A kutatást egy több napos, átfogó előzetes terepbejárással kezdtük, 2013 tavaszán. Megfigyeltük az aktuális táji mintázatot, a jellemző Á-NÉR élőhelyeket, és meghatároztuk a térképezésnél használandó léptéket. Ezután elkészítésre került a terepi adatlap, melynek fő szempontjai a hazai (Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer) NBmR rendszer szempontjaival voltak azonosak (TAKÁCS et al. 2009): feltazonosító, fotó, ÁNÉR kategória, annak természetessége, szöveges leírás, a vegetáció fontos fajai. A terepi felvételezés 2013 nyarán, előzetesen kinyomtatott légifelvételek (ESRI, ArcGIS.10.1. / Online Basemaps / Imagery) segítségével történt. Az Á-NÉR rendszerű élőhely-térképezés során a terepadatok rögzítése az adatlapokra történt. A felvételezés mellett folyamatos fotódokumentáció is készült, amelyekről a képek sorszámait szintén az adatlapokon kerültek rögzítésre. Az

adatlapok Excel (Microsoft Office 2010) táblába kerültek bevitelre, majd a térinformatikai rendszerben (ESRI, ArcGIS 10.1) digitalizált élőhelyfolt háléhoz lettek csatolva.

A történeti térképek feldolgozását retrospektív – visszafelé haladó – úton végeztük el (*retrospektív adatbázisépítés*). Mivel a történeti fedvények nem illeszkedtek megfelelő pontossággal a 2013-as műholdfotó fedvényre, ezért újra-georeferálásra kerültek.

A vizsgálatokhoz a következő négy időpont került feldolgozásra (T1-T4):

T1: 1865 - II. Katonai Felmérés térképei (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, DVD: Arcanum adatbázis Kft., méretarány 1:28 800),

T2: 1940 - Háborús Légifelvétel (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, méretarány 1:25 000),

T3: 1970 - román sztereografikus vetületű topográfiai térkép (ELTE Térképészeti adatbázis, méretarány 1:25 000),

T4: 2013 - aktuális műholdfelvételek (ESRI, ArcGIS.10.1 / Online Basemaps / Imagery)

A *történeti adatbázis* alapját az Á-NÉR térképezés során létrehozott élőhelyfedvény képezte. Mivel a történeti fedvények felszínborítási és/vagy tájhasználati kategóriákat ábrázolnak, és nem élőhely-térképezési céllal és módszertannal készültek, a 2013-as felmérésünknel kevésbé részletesek. Emiatt ehhez a vizsgálatához felszínborítási típusokat használtunk. A jelenlegi élőhelykategóriákat is ezeknek feleltettük meg, és a változáskövetésben egységesen így kezeltük. Elkerülendő a töredékpolygonok létrehozását, nem egyesével megrajzolt, majd a végén egybemetszett történeti rétegek készültek, hanem a térképezés eredményeképpen létrejött élőhelyfedvény került a történeti térképek információja alapján darabolásra. A történeti térképek elemzéséhez használnak raszterizációs technikákat is, mely hatékonyan kezeli a polygonok összemetszéséből adódó hibákat (CSERHALMI et al. 2011). Mivel az élőhelytérképezések és azok széleskörű használata a természetvédelemben és a területfejlesztésben is polygonos fedvényekkel történik, a módszer kifejlesztésénél igyekeztünk elkerülni a raszteres/grides fedvények használatát. Először az elkészült élőhelytérkép attribútumtábláját új – történeti – oszlopokkal bővítettük, melyet az egyes idősíkok térképei alapján felszínborítási típusokkal töltöttünk fel. Ezt a munkát visszafelé (retrospektíven) haladva minden idősíkra külön végeztük el (*retrospektív adatbázisépítés*). Ahol szükséges volt, az élőhelyfoltot eltérő története alapján elvágtuk. A munka során töredékpolygonok csak minimális számban képződtek, mivel új fedvények létrehozása nélkül, egy már elkészített, térképészeti helyes élőhelytérképet daraboltunk tovább. Azokat a kisebb (néhány méteres) folthatárbeli eltéréseket, amelyek a történeti térképek topológiai hibáiból adódtak, a visszafelé haladó digitalizálás során legtöbbször kiküszöböltük (a régi vonalvezetést felülbírálván igyekeztünk a már létező folthatárokat elfogadni).

A különböző térképek kategóriarendszeréből és a légifotókon látható információkból egy egységesített, közös jelkulcsot hoztunk létre. Ennek kategóriái a következők voltak: erdők, szántók, szárazgyepek, nedves gyepek, vizes élőhelyek, kiskertek, szőlő-gyümölcsösök, gyeperdő mozaikok, fasorok-facsoportok, települések, utak-vasutak. A kategóriák az adatbázisban való kezelhetőség érdekében egybetűs kódot kaptak.

*Változáskövetés:* A történeti adatbázis elkészítése után a területi adatok kiszámítása következett, az adattábla exportálása után az egyes foltokhoz tartozó területi adatok alapján az egyes időpontokhoz tartozó felszínborítási kategóriákból páronként tranzíciós mátrixokat készítettünk Microsoft Excel, Kimutatásvarázsló segítségével. A mátrixok kétféleképpen is elkészültek: a területi változásokat hektárban kifejezve, valamint a kiindulási kategória területének százalékában kifejezve. Ezen kívül készültek olyan mátrixok is, melyek az adott időszakban történt összes átalakulás százalékában mutatják a változásokat. Ez alapján nemcsak az látható, hogy az egyes kategóriák hány százalékban alakultak át más



kategóriákká, hanem az is, hogy az adott átalakulás mekkora hányadát képezi a tájban ekkor lezajlott változásoknak.

*Trajektóriaelemzés:* A folttörténeti trajektóriák az egyes foltok felszínborítási típusainak időben egymás után való sorbarakásával jöttek létre (KÄYHKÖ és SKÄNES 2006, 2008), amely a térinformatikai rendszerben történt. Ugyanezt a sorbarendezést időben visszafelé is elvégeztük. Az adattábla exportálása után leválogattuk, majd rendeztük és területi alapon összegeztük a fő trajektóriatípusokat. Ezután az ábrák megszerkesztése következett, melynek során ábrázolásra kerültek az egyes felszínborítási kategóriákhoz (kiindulási vagy végállapot) tartozó útvonalak, azok területi kiterjedését összesítve. A felszínborítási kategóriák domináns nyomvonalait a nemzetközi szakirodalomból megismert ábrázolástechnikával szerkesztettük meg (KÄYHKÖ és SKÄNES 2006, 2008).

A *stabilitástérkép* elkészítéséhez az egyes foltokhoz tartozó trajektóriákat használtuk fel (lásd még BIRÓ et al. 2006, BIRÓ et al. 2013). A 150 éve állandó felszínborítású foltok ábrázolásához azokat a trajektóriákat válogattuk le, ahol ezek a típusok nem változtak az idők folyamán. Ezek után leválogattuk az 1970 óta megváltozott (de előtte változatlan) felszínborítású foltokat is. A túlzott elaprózottság veszélye miatt az összes többi átalakulási típust (az idők folyamán többször vagy más időszakban alakult át) egy összevont kategóriában ábrázoltuk.

## Eredmények

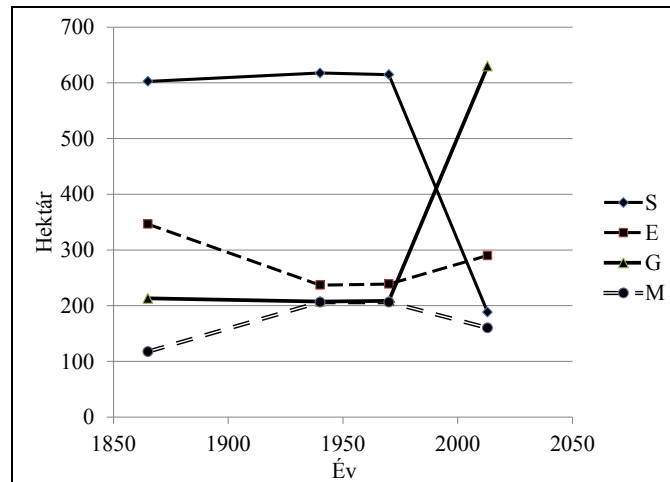
### 1./A felszínborítás változásának trendjei

A 19. század közepén már a terület több, mint 40 %-át foglalták el a szántóterületek (42,6%, 602,55 ha). Az erdők ekkor a terület mintegy negyedrészt borították (24,48%, 346,52 ha), és viszonylag nagy volt a szárazgyepek területe is (az összterület 15,06%-a, 213,08 ha). A felszínborítási típusok hektárban kifejezett területét az 1. táblázatban foglaltuk össze.

1. táblázat Felszínborítási kategóriák területi kiterjedései 1865 és 2013 között Sztánán  
Table 1. Area of land-cover categories between 1865 and 2013 in Stana (Romania)

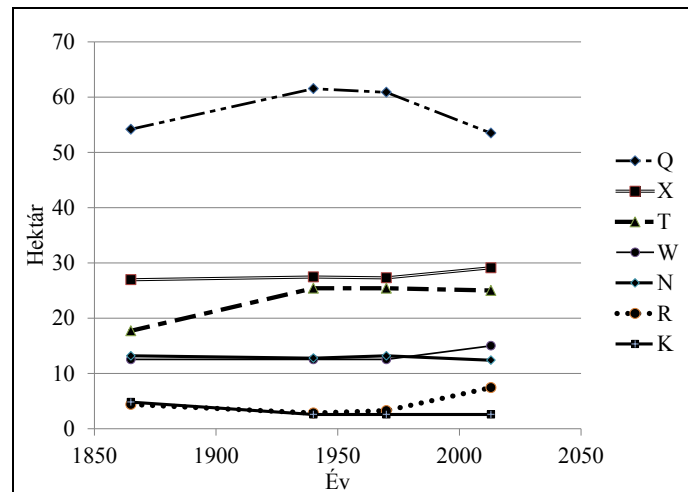
Felszínborítási kategória	Kód	Kiterjedés (ha)			
		1865	1940	1970	2013
Szántó	S	602,55	617,58	614,73	188,40
Erdő	E	346,52	236,99	238,83	290,13
Szárazgyep	G	213,08	207,48	208,53	629,91
Gyep-erdő mozaik	M	117,57	206,33	206,26	160,09
Szőlő, gyümölcsös	Q	54,18	61,53	60,87	53,48
Út, vasút	X	26,96	27,46	27,30	29,11
Település	T	17,73	25,42	25,42	25,01
Vizes élőhely	W	12,54	12,54	12,54	15,01
Nedves gyep	N	13,20	12,77	13,20	12,40
Fasor, facsoport	R	4,39	2,86	3,28	7,43
Kert	K	4,82	2,58	2,58	2,58

A vizsgált mintegy 150 év alatt megfigyelhető legmarkánsabb átalakulások a tájban az utolsó időszakban bekövetkezett szántó-gyep átalakulások. Emellett kiemelhető az erdők helyén kialakított gyep-erdő mozaikok (fáslegelők és fáskaszálók) területének kezdeti növekedése, majd közelmúltbeli csökkenése. A felszínborítási típusok változásait az 1., illetve a 2. ábra szemlélteti.



1. ábra A domináns felszínborítás típusok kiterjedésének változása 1865, 1940, 1970 és 2013-ban. A 'szárazgyep' kategória tartalmazza az óparlagokat és a fiatal felhagyásokat is. Rövidítések: S: szántó, E: erdő, G: szárazgyep, M: gyep-erdő mozaik.

Figure 1. Area of dominant land-cover categories in the following years: 1865, 1940, 1970, 2013. Grassland category contains old fields and new fallows too. Abbreviations: S: arable land, E: forest, G: dry grassland, M: grassland-forest mosaic.



2. ábra Kiseb kiterjedésű felszínborítás típusok változása 1865, 1940, 1970 és 2013-ban. Rövidítések: Q: szőlő, gyümölcsös, X: út, vasút, T: település, W: vizes élőhely, N: nedves gyep, R: fasor, facsoport, K: kert

Figure 2. Area of subdominant land-cover categories in the following years: 1865, 1940, 1970, 2013.

Abbreviations: Q: vineyard and orchard, X: road, railroad, T: settlement, W: wetland, N: wet meadow, R: alley, K: garden

## 2./Időszakonkénti áttekintés a változáskövetés módszerével

### Az első időszak változásai (1865-1940)

A tranzíciós mátrixokra alapuló változáskövetés alapján megfigyelhető, hogy az első időszakban a táj összes átalakulásának legnagyobb részét, több mint felét az erdőterületek átalakulása adta (63,62%). Ennek nagy részét a gyep-erdő mozaikok növekedése képezte (fáslegelők és fáskaszálók kialakítása). Az összes erdőnek mintegy egynegyedét alakították így át ebben az időszakban (26,23%). Az erdők további 7,4%-a vált ugyanekkor gyepterületté, 0,5%-át beszántották, és 1,45%-án gyümölcsöst alakítottak ki. További változások a település és a szőlők, gyümölcsösök területének növekedése, amin kívül más jelentősebb átalakulás ebben az időszakban nem figyelhető meg a tájban. A szántóterületek mérete is keveset változott, mindössze 2,43%-al (15,03 ha) növekedett. Ez az összes tájszintű átalakulásnak

csupán 6,41%-át adta. A szárazgyepek területének 9,51%-a lett beszántva ebben az időszakban (20,26 ha).

#### ***A második időszak változásai (1940-1970)***

1940 és 1970 között – a közben történt kollektivizálás ellenére - jelentős változás nem tapasztalható a felszínborításban. Az összes táji szintű változás összesen 7,93 ha-t tesz ki, ami az a vizsgált területnek összesen 0,56%-a. A művelt területek, szántók, szőlők, kertek nagysága nem, vagy alig változott. Az erdőterület aránya is csupán 1,81 ha-al növekedett.

#### ***A harmadik időszak változásai (1970-2013)***

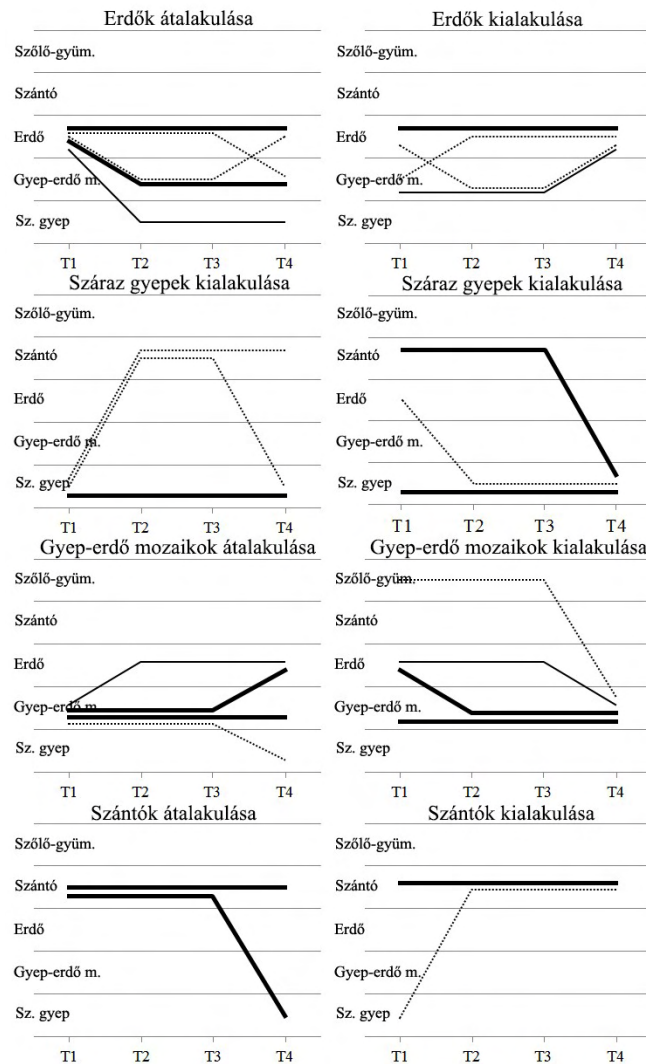
Az 1970-es évektől napjainkig már jelentős változások figyelhetők meg az addig igen stabilnak tekinthető tájban. A tájszintű átalakulások zömét (75,22%-át, 418 ha) a szántó-gyep átalakulások tették ki. A szántók területe összesen közel 70%-al csökkent ebben az időszakban (69,35%, 426,33 ha). Az így létrejött gyepterületeket az élőhely-térképezés alapján óparlagokra és fiatal parlagokra oszthatjuk fel. Jelenleg a korábbi szántóterületnek (614,73 ha) mintegy 51,85%-a (318,76 ha) óparlag (már természetközeli gyepé regenerálódott, de természetességi értéke még kicsi), míg 15,86%-a (97,5 ha) fiatal parlag (becslésünk szerint 10 évnél fiatalabb felhagyás). A 70-es évekbeli szántók egyharmadát (30,64%, 188,4 ha) művelik napjainkban.

Az utóbbi 45 évben létrejött szárazgyepek főként szántókból (318,76 ha), gyeperdő mozaikokból (7,26 ha) és gyümölcsösökből (4,3 ha) keletkeztek. A szárazgyepek viszont csak elhanyagolható mértékben alakultak erdővé (2,79%), gyeperdő mozaikokká (2,26%) vagy szántókká (1,78%). A nedves gyepeknek szintén csak kis része (0,8 ha) alakult át ebben az időszakban (vizes élőhellyé alakulás, nádasodás). Előbbivel azonos mértékben alakult szántó nedves gyepé (felhagyás következtében). Növekedett viszont az erdőterület (51,3 ha-al), amely főleg gyeperdő mozaikok, kis részben pedig gyepek, szőlők, gyümölcsösök és szántóterületek rovására történt.

A fáslegelők 14%-a, a gyeperdő mozaikoknak (fáskaszálók és fáslegelők) pedig közel egyharmada (30,3%-a, 62,51 ha) erdősödött be az utóbbi 45 év során. A szőlők és gyümölcsösök területe 12,14%-al csökkent (7,39 ha). Ezek vagy beerdősültek (1,18 ha), vagy gyeperdő mozaikokká váltak (5,21 ha). Helyenként a gyümölcsfák előregedtek, elpusztultak, és csupán gyeppet találtunk a felhagyott szőlőterületeken (4,3 ha). Ebben az időszakban nem érintette számottevő változás a kerteket, fasorokat, nedves gyepeket, településeket és az utakat, vasutat sem.

### **3./Felszínborítási típusok átalakulásának nyomvonalai (trajektóriaelemzés)**

A trajektória-elemzés összesített eredményei szemléletesen mutatják a területen végbement főbb változásokat. A legnagyobb kiterjedésű felszínborítási típusok (erdők, szárazgyepek, erdő-gyep mozaikok és szántók) átalakulásának nyomvonalait (trajektóriáit) a 3. ábrán mutatjuk be. A domináns nyomvonalakat (a vizsgált felszínborítási típuson belül 20%-nál nagyobb részarányú nyomvonalak), vastag vonallal emeltük ki.



3. ábra. A felszínborítás változásának legfontosabb nyomvonalai Sztána község határában. A vonalak vastagsága összefügg az adott felszínborítási kategória nyomvonalainak arányával. A 20%-nál nagyobb, domináns nyomvonalak vastag vonallal, az 6-20% közötti nyomvonalak közepes vastagságú vonallal, az ettől alacsonyabb arányban (3-6%) kimutatható nyomvonalak vékony szaggatott vonallal lettek jelölve. A bal oldali ábrákon nyomon követhetjük, hogy az adott 19. századi (T1) felszínborítási típus mivé alakult az idők folyamán (T1-T4). A jobb oldali ábrák megmutatják, hogy az adott jelenlegi (T4) felszínborítási típusok milyen állapotokon keresztül jutottak el a mai állapotukba (T4 szerint összesített, visszatekintő nyomvonalkövetés).

Figure 3. Main trajectories of land-cover changes in the territory of Stana village. Width of the lines corresponds to the percent of area of trajectories belonging to a certain land-cover category. Changes larger than 20% are shown with thick lines, between 6-20% with thin lines, and those between 3-6% with dotted line. Left figures show transitions of the 19th century land-cover types, right figures shows the form of present land-cover types.

A nyomvonalak összegzése alapján a 19. század közepén meglévő erdőterületek nagy része (59,89%-a, 202,5 ha) folyamatosan erdő maradt a tájban. Emellett domináns trajektóriát képez a gyep-erdő mozaikokká (fáslegelővé-fáskaszálóvá) átalakított erdőterület is. A trajektóriákból jól látszik, hogy a jelenlegi erdőterület növekedését főként az első időszakban kialakított fáslegelők, fáskaszálók közelmúltbeli visszaerdősülése okozta. A mai erdők 69,79%-a folytonos erdőterület volt az elmúlt 150 év térképei és légifotói alapján (a vizsgált négy időpont közben végzett erdőkitermelések azonban nem zárhatók ki).

A vizsgálat kezdő időpontjában szárazgyepként szereplő területek nagy része (77,66 %, 165,48 ha) nem változott az idők folyamán. Itt csak ez az egy domináns trajektória mutatható ki. Az előforduló gyepbeszántások sem haladták meg az összes akkori gyepterület 6%-át. A mai szárazgyepek dominánsan korábbi szántók helyén alakultak ki, de néhány százalékban

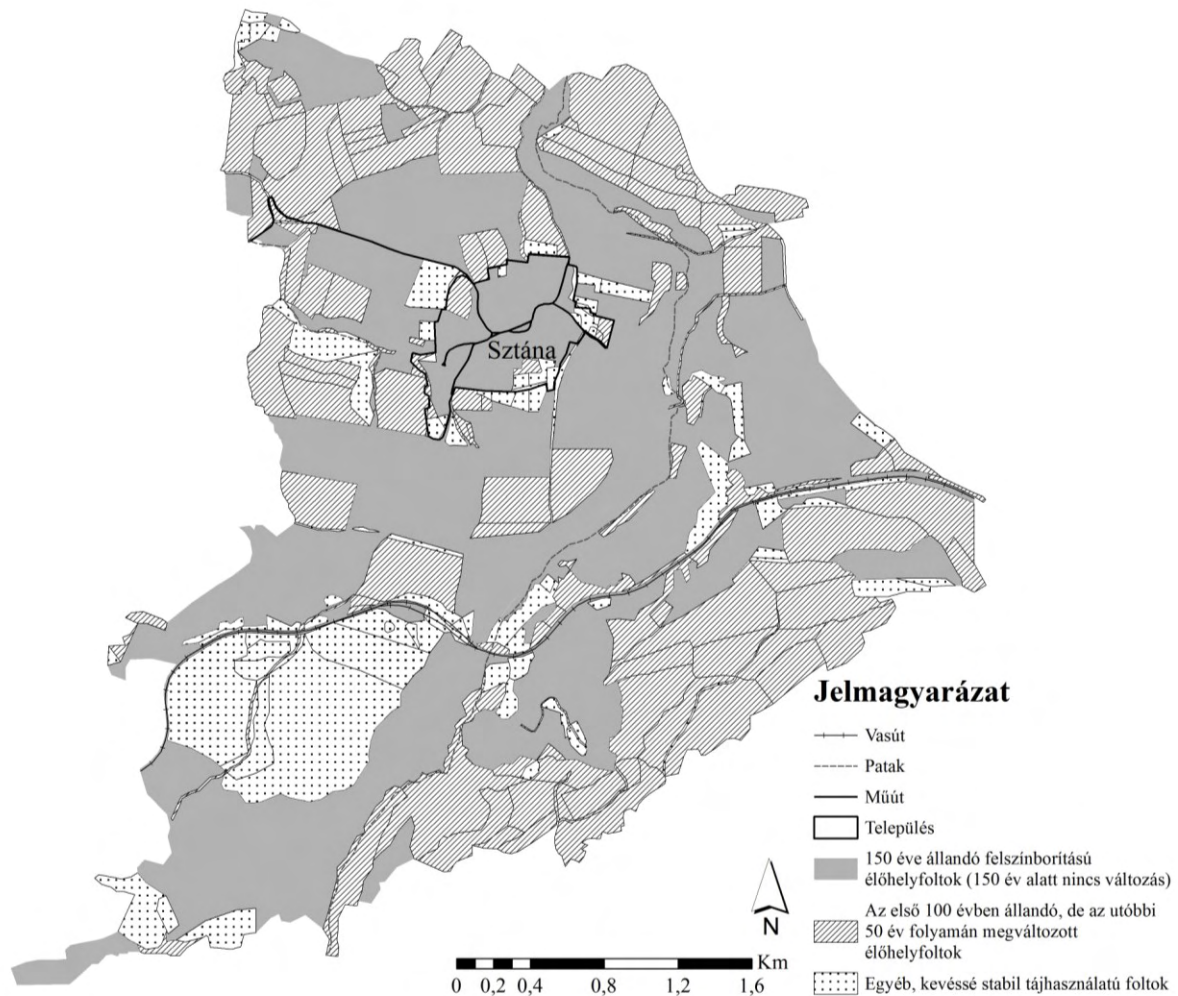
keletkeztek szőlőkből, erdőkből, gyeperdő mozaikokból is (de általában 3%-nál kisebb arányban). A mai gyepek jelentős területe (31,03%) azonban az elmúlt 150 évben nem változott (folytonos gyepterület, de a vizsgált időszakok közötti kisebb beszántások itt sem zárhatók ki teljes egészében).

Az 1865-ben már meglévő gyeperdő mozaikok 44,96%-a folyamatosan mozaikos terület maradt. Másik domináns trajektória a hasonló történetű, de az utolsó időszakban beerdősült gyeperdő mozaikoké. A jelenlegi gyeperdő mozaikok jelentős része, 33,02%-a 150 éve folytonosan ebbe a felszínborítási kategóriába tartozik. Emellett domináns trajektória az első időszakban erdőből létrehozott gyeperdő mozaik is (lásd az erdőknél).

A 19. század közepén meglévő szántóterületek átalakulásában két domináns trajektóriát figyelhetünk meg, a folyamatosan szántókat (28,99%) és az utolsó időszakban felhagyott szántókat (68,55%). A többi trajektória nem haladja meg a 3%-ot. Ugyanakkor a jelenlegi szántók esetében elmondható, hogy 92,72%-uk már 150 évvel ezelőtt is szántóként művelt terület volt.

#### **4./Tájszintű stabilitás**

A trajektóriaelemzés alapján megállapítható, hogy a vizsgált kalotaszegi táj 49,12%-án a 19. század közepétől napjainkig nem volt változás a felszínborításban, így a tájnak ez a része ebben az időszakban stabilnak tekinthető. A táj további 36,21%-a az 1970-es évekig stabil volt, csak utána változott meg. Ennek alapján a tájnak mintegy 86%-a nem változott 1865-től egészen az 1970-es évek elejéig. Az élőhelytérkép adattáblájában kialakított történeti adatbázis trajektóriái alapján az egyes élőhelyfoltok stabilitását térképen is ábrázoltuk (4. ábra), melyen három kategóriát különböztettünk meg. A két legfontosabb vizsgált kategória az elmúlt 150 évben állandó felszínborítású foltok (702,78 ha, 49,72%) és az 1865 és 1970 között állandó foltok (508,9 ha, 36, 21%). A harmadik kategória azokat a foltokat tartalmazza, melyek kevésbé viselkedtek stabil módon, már korábban (az 1970 előtti időszakban) megváltoztak, vagy a vizsgált időszakban többször is változott a felszínborításuk (201,86 ha, 14,28%).



4. ábra. A felszínborítás állandósága az elmúlt 150 évben (1865–2013) Sztána község határában  
 Figure 4. Stability of land-cover in the last 150 years (1865–2013) in the territory of Stána village

### 5./A természetközeli élőhelyek állandósága

A „bükkösök” (K5) 83,9%-a, a „gyertyános tölgyesek” (K2) 69,5%-a volt folytonos erdőterület az 1860-as évek óta (2. táblázat).

A vizsgált négy időpont közben végzett erdőkitermelések azonban nem zárhatók ki. A bükkösök 16%-a tekinthető másodlagosan kialakultnak. Ezek az erdők mozaikos területekből (többnyire fáskaszálókból) jöttek létre. A másodlagos gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (30%) szintén gyeperdő mozaikos területekből (fáslegelőkből, fáskaszálókból) valamint kis részben gyepekből és szántókból alakultak ki. A területen található köves talajú lejtősztyepek (H3a) 36%-ban, a mészkedvelő lejtő- és törmelékgyepek (H2) pedig 7,11%-ban nem másodlagos állományok, az elmúlt 150 évben folytonos gyepek tekinthetők. A másodlagos H3a és H2 élőhelyek szántók és felhagyott szőlő-gyümölcsösök helyén jöttek létre. Az egykori mocsárrétek töredék része maradt meg a mai napig (5,26 ha). Mivel az egykor beszántott, majd mára felhagyott mocsárrétek regenerálódása lassú, mocsárrétté regenerálódott felhagyott szántókat nem találtunk a vizsgált területen.

2. táblázat A természetközeli élőhelyek kiterjedése Sztána határában az élőhelyek elmúlt 150 évben való folytonosságának és másodlagosságának feltüntetésével

Table 2. Area of natural/semi-natural habitats in Stana with the percentage of continuous (in the last 150 years) and secondary habitats

Á-NÉR élőhelytípus	Natura 2000 élőhelytípus	Összes kiterjedés (ha)	Folytonos terület aránya (%) (az elmúlt 150 évben nem változott a felszínborítási típus)	Másodlagos terület aránya (%)
K5 –Bükkösök	9130 Szubmontán és montán bükkösök	166,6	83,9	16,1
K2 – Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	91G0 Pannon gyertyános-tölgyesek	76,74	69,5	30,5
D34 – Mocsárrétek	6440 Ártéri mocsárrétek	5,26	100	0
H2 – Felnyíló, mészkedvelő lejtő- és törmelékgyepek	6240 Pannon lejtősztyepek és sziklafüves lejtők	32,76	7,11	92,89
H3a – Köves talajú lejtősztyepek	6240 Pannon lejtősztyepek és sziklafüves lejtők	513,181	35,95	64,05
J4 – Füz-nyár ártéri erdők	91E0 Puhafás ligeterdők, éger- és kőrsligetek, illetve láperdők	9,94	74,85	25,15

### Megvitatás

Sztána élőhelytérképének elkészítésével, továbbá a történeti térképek feldolgozásával és elemzésével az elmúlt 150 évben lezajlott főbb tájváltozások számszerűsítve is kimutathatókká váltak. Az élőhelyek megőrzésében különös fontosságú annak ismerete is, hogy egy adott gyepterület folytonos gyepek tekinthető vagy másodlagosan alakult ki. A nyomvonalkövetés módszerével konkrét információkat kaphatunk az egyes lokalitások, védett vagy védendő értékek múltbeli történetéről, és „folytonosságukra” vagy másodlagosságukra is következtetni tudunk. Jelenlegi vizsgálatunkban például „folytonosnak” tekintjük az elmúlt 150 évben alapvetően nem változott élőhelyeket. Óvatossá kell lennünk az ún. „ösgyepek” térképekből való megállapításával. Mivel a történeti térképezéseknél régebbi időszakokat nem tudunk vizsgálni ezzel a módszerrel, az élőhelyek „ösiségéről” nem vonhatunk le következtetéseket. Emiatt inkább a „folyamatos” vagy „folytonos” megnevezést használjuk.

Figyelemreméltó, hogy a vizsgált tájnak 86%-án a felszínborítás az 1865 után következő 100 évben, a közben lezajlott politikai és gazdasági és tulajdonviszonybeli változások - I. Világháború, román és magyar időszak, II. Világháború, államosítások, kollektivizálás - ellenére sem változott meg. Kiemelhető, hogy a tájnak mintegy fele még ezután sem változott, és a további társadalmi-politikai átalakulások (Ceașescu rendszer, román forradalom, földek, erdők visszaadása, EU csatlakozás) ellenére napjainkig a 150 évvel ezelőtti felszínborítás típusai figyelhetők meg. Erre a nagyfokú tájszintű stabilitásra Eplényi is rámutatott Alszeg vizsgálatában (EPLÉNYI 2012a). A kalotaszegi községre jellemző tájszerkezet korábbi stabilitásáról MARGÓCZI és mtsai (2015) szerint a helyiek is hasonlóan vélekednek.

A 19. század közepén készített katonai felmérés időpontjában a táj használata már igen aktív volt, ami a szántóterületek jelentős kiterjedésében mutatkozik meg. Az első időszakban (1865-1940) a szántóterületek növekedése nem jelentős. Ugyanígy a szárazgyepek, vizes



élőhelyek, nedves rétek, kertek, fasorok, utak területe sem változott lényegesen ebben az időszakban. A tájszerkezet a 19. század közepére már állandósult, mivel a szántható területeket feltehetően korábban is művelték. Ezt az első katonai felmérés 18. század végi térképei is alátámasztják. A ma is megfigyelhető agroteraszok feltételezhetően már az 1800-as évek előtt keletkeztek, de adat nem áll rendelkezésre azok kialakulását illetően (EPLÉNYI 2012b). A település és a szőlők, gyümölcsösök területe viszont enyhén növekedett az első időszakban. Ennek oka, hogy Sztána település ekkor, az 1900-as évek elején terjeszkedett jelentősebb mértékben a sztánai nyaralótelep kialakulásával. Ennek részét képezte a Kós Károly által tervezett Varjúvár is.

A második időszakban, 1940 és 1970 között nem tapasztalható jelentős változás a felszínborításban. A tájhasználat az ebben az időszakban történt kollektivizálás ellenére sem változott, és - összehasonlítva a helyiek visszaemlékezéseit a Kós Károly 1943-as munkájában olvasottakkal - extenzivitása is nagyrészt megmaradt (MARGÓCZI és mtsai 2015). A művelt területek, szántók, szőlők, kertek nagysága is alig változott.

Az 1970-es évektől napjainkig már jelentős változások figyelhetők meg az addig igen stabilnak tekinthető tájban. A szántók területe összesen közel 70%-al csökkent ebben az időszakban. A 70-es évekbeli szántóknak már csak egyharmadát művelik napjainkban. A szántófelhagyások következtében napjainkra jelentősen növekedtek a gyepterületek (ezek főleg H3a, és kis részben H2 óparlagok). Az óparlagokat már regenerálódó gyepterületekként térképeztük, és élőhelyi besorolást is kaptak. A tájban megfigyelhető a gyepek jó regenerálódó képessége, inváziós fajoktól viszonylag mentesek, bár még gyenge a természetességük. A gyümölcsösök, szőlők területileg ugyan rendkívül nagy állandóságot mutatnak, de napjainkra ezek felhagyása is folyamatos. A falun belül található gyümölcsösök gondozottak, ugyanakkor a korábban rendszeresen karbantartott szőlőhegyet egyre inkább visszafoglalja a természet. A Szőlőhegy a falutól É-ra fekvő nagy kiterjedésű extenzív művelésű szőlő-gyümölcsös, melynek nagy részét végleg felhagyták, vagy már mutatkoznak a felhagyás jelei, bár vannak még a mai napig használt parcellák is. GERNER és munkatársai kb. 20% tartják a Szőlőhegy jelenlegi művelését és rámutatnak a falu körüli gyümölcsösök egy részének felhagyására is (GERNER et al. 2014, 2015).

A táj mintegy 36%-án az 1970 óta eltelt időszak alatt nagyfokú átalakulások mentek végbe. Ezek leginkább a mezőgazdasági területeket érintő felhagyások következményei. A felhagyások fő mozgatórugói az állatlétszám drasztikus csökkenése, az elvándorlás és a kiöregedés (MARGÓCZI et al. 2015). Az 1989 utáni szocialista-kapitalista átalakulás, a határok megnyílása, az EU-csatlakozás, ill. a nyugati munkavállalás táguló lehetősége miatt Romániában sok helyen tapasztalható az extenzív, kisparaszti gazdálkodás és tájhasználat gyors visszaszorulása, gyakran a művelés általános felhagyása. Ez sok esetben együtt jár a biodiverzitás - kissé késleltetett - csökkenésével is (SCHMITT és RÁKOSY 2007).

A szántóterületeket az 1970-es évek után termőhelyüktől függően több lépcsőben hagyták fel. Ezek főleg a romániai forradalmat és rendszerváltást követő évtizedben történtek, mikor a földek visszaadása után kiderült, hogy művelésük már nem kifizetődő. A meredekebb hegyoldalokban már ez előtt is megindultak a felhagyások. Az utóbbi évtizedben folyamatos a szántóterületek felhagyása, amely folyamat több oknak is köszönhető. Legfőbb oka az 1980-as évek óta tartó elvándorlás, a könnyebb munkavégzés reménye – nem fizikai, hanem adott esetben szellemi munka – leginkább Kolozsvárott. Ennek következtében az idősek aránya igen magas, a faluban kevés fiatal maradt. Kevesen választják a mezőgazdaság nyújtotta lehetőségeket. Kevesek engedhetik meg maguknak azt a gépparkot kezdőtől hiányában, amivel gazdaságosan tudnak gazdálkodni, és amiből meg is tudnak élni. A helyiek látják, hogy a hagyományos gazdálkodási módszerek jobbakká lennének a táj szempontjából, azonban gépekkel egyszerűbb a művelés, és ha lehetőségük van, akkor az utóbbit választják (MARGÓCZI et al. 2015).

Az egykori szántóterületeket már sok esetben valóban nem éri meg művelni, mivel sekély, kevésbé jó minőségű talajaik nem teszik gazdaságossá azt (pl. Csigadomb – most legelő). Ezt a terepi észrevételt erősíti, hogy ezek a korábban szántott meredek, sokszor teraszolt szántóföldek az intenzív művelés alatt nagyon leromlottak, talajaik sekélyé váltak, tápanyagkészletük kimerült, és köves, nyílt gyepterületekké (pl. másodlagos H3a és H2 élőhelyek) alakultak át. A korábbi szántók helyén kialakult gyepek jelenlegi állapota MOLNÁR és mtsai (2014, 2015) szerint viszonylag jó, időnként nagyon fajgazdagok. Vegetációjuk alapján arra következtetünk, hogy ezeket a helyeket valószínűleg már az 1970-es években felhagyták. Fajgazdagságuk oka részben az, hogy az agroteraszok mezsgyéin fennmaradt gyeppragmentumok felől a fajok visszatelepedése a kis távolságok miatt sokkal könnyebb, és így a gyepregenerálódás folyamata gyorsabban megy végbe. Ehhez hozzájárul a táj fajgazdagsága és inváziós fajokban való szegénysége is. Kalotaszeg földrajzilag nagyon közel van a világviszonylatban is kiemelkedő fajgazdagságú Erdélyi-Mezőségben található biodiverzitás „hotspotok”-hoz (WILSON et al. 2012), és tájszerkezetében, extenzív használatában, táji adottságaiban is nagyon hasonlít ezekhez. Recens botanikai felmérések alapján Sztána és a szomszédos Zsobok község flórája és vegetációja is rendkívül gazdagnak tekinthető (lásd MOLNÁR et al. 2014, 2015), mely a helyben található propagulum-ellátottság révén a regenerálódást szintén segíti.

Az utóbbi évtizedekben bekövetkezett használatváltás következtében a felhagyott szántóterületek jelenleg zömmel juhlegeltetés alatt állnak, mely MARGÓCZI és mtsai (2015) gyűjtései szerint a legelterjedtebb tájhasználati forma napjainkban. Jelenleg a gyepterületek növekedésével előtérbe kerül a birkatartás, ami jól kihasználja az esetlegesen elhanyagolt, nem gondozott területeket, karban tartja a meglévőket. Több helyen a gyepek és főleg a fáslegelők erőteljesen cserjésednek, fásodnak a marhatartás közelmúltbeli visszaszorulása miatt (GERNER et al 2014, 2015, MARGÓCZI et al. 2015). Ennek megelőzése érdekében különböző legeltetési módzatokra lenne szükség. A kecskével való legeltetés sok esetben felválthatná vagy kiegészíthetné az évenkénti cserjeirtást, hiszen a cserjéket mélyen és kevésbé válogatva legeli, mint a többi jószág (SALÁTA 2009). Terepi észrevételeink alapján a területen nem jellemző, hogy a nyájakban kecskét tartsanak, pedig pár tíz állat jelentősen csökkenthetne a cserjeborításon. Manapság a legelőterületek tisztítása nagymértékben összefügg az Európai Unió agrártámogatásokkal, mivel sok esetben az állatállomány nem helyi kézben van, hanem román vagy olasz bérlők tartják (EPLÉNYI 2012a).

Eredményeink alapján az erdőterületek kezdeti csökkenése a gyp-erdő mozaikok növekedésével esik egybe. Az 1940-es légifotó alapján ezek a mozaikos területek fáslegelők voltak. A helyiek elmondása ezt megerősíti, mivel a növekvő állatlétszám (elsősorban szarvasmarha) miatt ekkor kerültek kialakításra Sztána későbbi fáslegelői (Keselykút, Részegoldal). Az erdőterületek utolsó időszakban történt növekedése viszont a fáslegelők és fáskaszálók beerdősülésével, illetve visszaerdősülésével függ össze. Ennek fő mozgatórugója a szarvasmarha-tartás csökkenése, mely a népesség elvándorlásával és a regionális hatású társadalmi folyamatokkal függ össze (lásd még MARGÓCZI et al. 2015).

Az erdők túlnyomó részében még jelenleg is a kisparaszti szálaló-vágásos gazdálkodás jellemző, melynek köszönhetően Németh-Seregélyes féle természetességi értékük is magas volt. BÚZÁS és munkatársai (2015), illetve GERNER és munkatársai (2014, 2015) erdőtermészetességi mérései hasonló eredményekre vezettek. Sztána esetében Eplényi adatai alapján 18% (EPLÉNYI 2012a) az erdők területi aránya, míg a 2013-ban készített élőhelytérkép alapján némileg magasabb: 21%. Ez a különbség az általunk végzett pontosabb térképezési módszerekből adódik. Margóczy és mtsai (2015) szerint a helyiek visszaemlékezései alapján most is ott van erdő, ahol régen volt. Eplényi munkájában leírja, hogy a kalotaszegi tájra vonatkozóan az erdőterületek – a katonai felmérésekre hivatkozva – az elmúlt kétszáz évben nem változtak jelentős mértékben (EPLÉNYI 2012a), továbbá a területhasználatok változásával

kapcsolatban kifejti, hogy a történeti térképek alapján, az erdők mértékének csökkenése nem tekinthető jelentősnek egész Alszeg területére.

A múlt változásait jelző trajektóriák lehetővé teszik azt, hogy a korábbi tájalakító tényezők figyelembevételével optimális, a táj jellegéhez alkalmazkodó használatot hozzunk létre. Földhasználati kérdések tekintetében elmondható, hogy a felhagyott szántók egy része továbbra is művelhető lenne, ugyanakkor vannak olyanok is melyek gyepeként való megtartása mind természetvédelmi, mind gazdasági szempontból előnyösebb. Fontos az erdők megőrzése is, hiszen nagymértékben meghatározza a tájkaraktert és védelmi szerepet is betölt. A gyümölcsösök, szőlők művelése az elmúlt időszakban fokozatosan alábbhagyott, pedig fenntartásuk Eplényi szerint is kulcskérdés, mivel a falvak szűkebb környezetét és a táj jellegét is alapvetően meghatározza. A tájban parlagon hagyott területeket aktívan legeltetik, ami fontos a növényzet stabilitásának megtartásában, a talajélet és talajminőség hosszú-távú javításában.

Fontos lenne a lakosság megtartása érdekében a helyi gazdálkodás ösztönzése, valamint a helyi turizmus fejlesztése, melyre leginkább a sztánai üdülőtelep alkalmas. Mindezen vizsgálatok alapján lehetőség lenne egy múltbeli tájhasználat által meghatározott, a jelen táji adottságokhoz illeszkedő településfejlesztési terv kidolgozására.

### Köszönetnyilvánítás

Szeretnénk megköszönni Molnár Zsoltnak, Füle Dánielnek, Pinczési Dórának és Dorogi Viktóriának a terepi felvételezésben nyújtott segítségét. Továbbá köszönettel tartozunk Molnár Krisztinának a II. Ethnoökológiai Kutatótábor szervezéséért, mely keretet biztosított kutatásainknak. A kutatást részben „A fenntartható természetvédelem megalapozása magyarországi Natura 2000 területeken” című, SH/4/8 számú projekt finanszírozásából végeztük el.

### Irodalom

- BIRÓ M. 2006: Történeti vegetációrekonstrukciók Térképek botanikai tartalmának foltonkénti gazdagításával. *Tájökológiai lapok* 4 (2): 357–384.
- BIRÓ M. 2010: Élőhelytérkép rekonstrukciók Módszertani kérdései in *Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. Században*. Szilassi P. – Henits L. (szerk) Tudományos konferencia és műhelymunka tanulmányai, Szeged
- BIRÓ M. 2011: Változástérképek használata tíz év alatt bekövetkezett élőhelypusztulási tendenciák kimutatására a Kiskunsági-homokhátság területén. *Tájökológiai Lapok* 9:357–374
- BIRÓ M., PAPP O., HORVÁTH F., MOLNÁR ZS., CZÚCZ B. 2006: Élőhelyváltozások az idő folyamán. In: Török Katalin, Fodor Livia (szerk.): *A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozás Eredményei I.* KvVM TVH, Budapest, pp. 51–66.
- BIRÓ M., SZITÁR K., HORVÁTH F., BAGI I., MOLNÁR ZS. 2013: Detection of long-term landscape changes and trajectories in a Pannonian sand region: comparing land-cover and habitat-based approaches at two spatial scales. *Community Ecology*, 14 (2): 219–230.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A. (szerk.) 2011: Magyarország Élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 441 p.
- BÚZÁS E., ILLÉS K., MOLNÁR K., HORVÁTH F., BIRÓ M. 2015: Az erdők állapota, természetessége és használata Sztánán és Zsobokon. *Sztánai Füzetek*:XIX. Közlésre elfogadva.
- COUSINS, S.A.O. 2001: Analysis of land-cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs. *Landscape Ecol.* 16: 41–54.
- CSERHALMI, D., J. NAGY, D. KRISTÓF, D. NEIDERT. 2011: Changes in a wetland ecosystem: a vegetation reconstruction study based on historical panchromatic aerial photographs and succession patterns. *Folia Geobot.* 46(4): 351–371.
- CSERHALMI D., BIRÓ M. 2012: Retrospektív vegetációtérképek elemzési lehetőségei. *Kitaibelia* 17(1): 16.
- EPLÉNYI A. 2012a: Kalotaszeg tájkarakter-elemzése, doktori értekezés, Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskola, Budapest, p. 11.,81.,84.,90.,111.

- EPLÉNYI A. 2012b: A kalotaszegi agrotárszoknak – mint a táji mintázat legjellemzőbb karakterelemének – mikrodomborzati, tájtörténeti és tájesztétikai vizsgálata in Füleky Gy. szerk.: A táj változásai a Kárpát-medencében. Történelmi emlékek a tájban. Keszthely pp. 251–528.
- EREMIÁŠOVÁ, R., H. SKOKANOVÁ. 2009: Land use changes (recorded in old maps) and delimitation of the most stable areas from the perspective of land use in the Kašperské Hory region. *Landscape Ecol.* 88(1): 20–34.
- FEKETE G., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. (szerk.) 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 374 pp.
- FOLEY, J.A., R. DEFRIES, G.P. ASNER, C. BARFORD, G. BONAN, S.R. CARPENTER, P.K. SNYDER. 2005: Global consequences of land use. *Science*. 309(5734): 570–574.
- GERNER G., BIRÓ É., KUN R., NAGY T., BÓDIS J., MOLNÁR ZS., BIRÓ M. 2014: Tájhasználati és élőhelyváltozások feltárása kisléptékű vizsgálati módszerrel egy kalotaszegi tájban. In: Schmidt D., Kovács M., Bartha D. (eds.): X. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében nemzetközi konferencia absztraktkötete. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 154–155.
- GERNER G., BIRÓ É., BÓDIS J., KUN R., NAGY T., MOLNÁR ZS., BIRÓ M. 2015: Élőhelytípusok és tájhasználat Sztána és Zsobok határában. Sztánai füzetek: XIX, Közlésre elfogadva.
- GILLANDERS, S.N., N.C. COOPS, M.A. WULDER, S.E. GERGEL AND T. NELSON. 2008: Multitemporal remote sensing of landscape dynamics and pattern change: describing natural and anthropogenic trends. *Prog. Phys. Geog.* 32: 503–528.
- HÁLA J. 2006: Kalotaszeg vázolata – Régi írások és képek Kalotaszegről, Marosvásárhely, pp. 15–60.
- ICHIKAWA, K., N. OKUBO, S. OKUBO, K. TAKEUCHI. 2006: Transition of the satoyama landscape in the urban fringe of the Tokyo metropolitan area from 1880 to 2001. *Landscape Urban Plan.* 78: 398–410.
- KÁYHKÓ, N., H. SKÁNES. 2006: Change trajectories and key biotopes - Assessing landscape dynamics and sustainability. *Landscape Urban Plan.* 75 (3-4): 300–321.
- KÁYHKÓ, N., H. SKÁNES. 2008: Retrospective land cover/land use change trajectories as drivers behind the local distribution and abundance patterns of oaks in south-western Finland. *Landscape Urban Plan.* 88(1): 12–22.
- KELETI K. (szerk.) 1875: Nemzetközi Statistika: Szőlészet, I. Magyarország szőlészeti statistikája 1860–1873, Magyar Kir. Statisztikai Hivatal, Budapest
- KÓS K. 1947: A kalotaszegi kosarazó juhászat. In: Erdélyi Néprajzi Tanulmányok – 9. Kolozsvár, pp. 3–28.
- KÓS K. 1999: Népi földművelés Kalotaszegen. In: VIGA Gy. (szerk.): A néprajzi látóhatár kiskönyvtára 7., Debrecen, 161 p.
- KUN A., MOLNÁR ZS. (szerk.) 1999: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer XI. Élőhely-térképezés. (Habitat mapping. Hungarian Biodiversity Monitoring System XI ) Scientia Kiadó, Budapest, 174 pp.+16 térkép. [ISBN 963 8326 131] Scientia Kiadó, Budapest, 174 p.
- MARGÓCZI K., GELLÉNY K., BIRÓ M. 2015: Két kalotaszegi falu tudása a táj használatáról. Sztánai Füzetek: XIX, Közlésre elfogadva.
- MARGÓCZI K. 2001: A vegetációtan természetvédelmi alkalmazása. Doktori Értekezés. Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, Szeged.
- MIKUSINSKA A., B. ZAWADZKA, T. SAMOJLIK, B. JĘDRZEJEWSKA, G. MIKUSIŃSKI. 2013: Quantifying landscape change during the last two centuries in Białowież'a Primeval Forest. *Appl. Veg. Sci.* 16: 217–226.
- MOLNÁR Cs., BÓDIS J., ÓVÁRI M., RAKSÁNYI Zs., BIRÓ É., GERNER G., NAGY T., MOLNÁR K., MOLNÁR Zs. 2014: Sztána és Zsobok (Kalotaszeg) flórája. – *Kitaibelia* 19: 114–132.
- MOLNÁR Cs., BÓDIS J., BIRÓ M., JUHÁSZ M., MOLNÁR ZS. 2014: Sztána és Zsobok (Kalotaszeg) aktuális növényzete. *Kanitzia* 21: pp. 77–126.
- MOLNÁR K., MOLNÁR Zs., BÓDIS J., BIRÓ M. 2014: Tájváltozások vizsgálata DPSIR keretrendszerrel Kalotaszegen. – In: LENGYEL Sz. (szerk.): IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Tudományoktól a döntéshozatalig”, Szeged, p. 90.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M. 2010: A néhány száz évre visszatekintő, botanikai célú történeti tájökölógiai kutatások módszertana. Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. Században. Szilassi P. – Henits L. (szerk), Szeged, pp. 112–118.
- ORCZEWSKA, A. 2009: Age and Origin of Forests in South-western Poland and their Importance for Ecological Studies in Man-dominated Landscapes. *Landscape Res.* 34 (5)
- PÉNTEK J., SZABÓ T. ATTILA 1985: Ember és növényvilág. Kalotaszeg növényzete és népi növényismerete. Kriterion könyvkiadó, Bukarest, 50 p.
- SALA, O. E., CHAPIN, F. S., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., 2000: Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459): 1770–1774.

- SALÁTA D. 2009: Legelőerdők egykor és ma. A fás legelők és legelőerdők kialakulásának és hasznosításának emlékei egy öreg-bakonyi (pénzesgyőr-hárskúti) fás legelő tájtörténeti feltárásának példáján keresztül. In Erdészettörténeti Közlemények LXXIX., Budapest, p. 32.
- SCHMITT, T., RÁKOSY, L. 2007: Changes of traditional agrarian landscapes and their conservation implications: a case study of butterflies in Romania. *Diversity and Distributions*, 13(6): 855–862.
- SWETNAM, R. D. 2007: Rural land use in England and Wales between 1930 and 1998: Mapping trajectories of change with a high resolution spatio-temporal dataset. *Landscape Urban Plan.* 81: 91–103.
- TAKÁCS G., MOLNÁR ZS., BIRO M., BÖLÖNI J., HORVÁTH F., KUN A. 2009: Élőhely-térképezés. Második átdolgozott kiadás. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer Kézikönyvei IX. MTA ÖBKI – KvVM, Vácrátót – Budapest.
- TAKACS P. 2006: Kolozs vármegyei parasztvallomások 1820-ból (a Conscriptio Czirakyiana gépelt átirata). Debrecen
- VITOUSEK, P. M., H. A. MOONEY, J. LUBCHENCO, J. M. MELILLO. 1997: Human domination of earth's ecosystems. *Science*. 277: 494–499.
- WILSON J. B., PEET R. K., DENGLER J., PARTEL M. 2012: Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23(4):796–802.

USE OF RETROSPECTIVE DATABASE BUILDING AND TRAJECTORY ANALYSIS FOR THE  
DETECTION OF LANDSCAPE AND HABITAT CHANGES IN STANA (KALOTASZEG)

P. SZALAY<sup>1</sup>, D. SALÁTA<sup>1</sup>, M. BIRÓ<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Institute of Nature Conservation and Landscape Management, 2103, Gödöllő, Páter K. u. 1.

<sup>2</sup>MTA (Hungarian Academy of Sciences) Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany 2163, Vácrátót, Alkotmány út 2–4.

Knowledge about past processes is crucial to understand recent landscape and vegetation changes. Therefore process-oriented methods emphasizing not only vegetation patterns but directions of changes have an increasing importance in historical landscape ecology. Trajectory-analysis is one of those methods, which can detect directions of changes in a landscape. Trajectories of land-cover changes can also be used to estimate temporal habitat continuity, which can increase the efficiency of nature conservation. Our study area was the 1400 ha territory of Sztana (*Stana*) village (Romania). It is situated in Szilágy county (*Județul Sălaj*), in the Alszeg part of Kalotaszeg region. The field work (preparation of an actual habitat map) was carried out in 2013. A retrospective historical database was built using 4 historical layers from 1865, 1940, 1970 and 2013. The developed new method is suitable to join historical information to existing habitat maps (Natura 2000 or other biodiversity monitoring maps). We used change-detection and trajectory-analysis to quantify past landscape changes. A stability map was prepared from the area. Our results show that the most important changes were arable land - grassland conversions in the last 45 years. The area of arable land decreased by almost 70%. Trajectory-analysis indicated an initial increase and a subsequent decrease of grassland-woodland mosaics (wood-pastures and hay meadows with trees). Altogether one quarter of the woodlands had been changed into wood-pastures between 1865 and 1940. As a consequence of decreasing livestock numbers, one third of the grassland-woodland mosaics were infilled by shrubs and trees and changed to woodlands. There were no changes detected on ca. 50% of the study area from the middle of the 19th century till present. Another ca. 30% of the area changed only after 1970.

## FÁSSZÁRÚ NÖVEKMÉNY DETEKTÁLÁSA LANDSAT FELVÉTELEK ELEMZÉSÉVEL AZ INVÁZÍV FAJAJOK KISZŰRÉSÉNEK ÉRDEKÉBEN

BAKÓ Gábor, FÜLÖP Györk

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar  
2100 Gödöllő, Páter k. u. 1. e-mail: bakogabor@interspect.hu  
Fejlesztő Geoinformatikus, GeoAdat Szolgáltató és Informatikai Kft  
1088 Budapest szentkirályi út 8. e-mail: geoadat@geoadat.hu

**Kulcsszavak:** Invazív fás szárúak, növényi invázió, gyom, távérzékelés, biomassa monitoring, műholdfelvételek

**Összefoglalás:** A fás szárú betolakodók kiszűrésére a légi felmérés bizonyult a leggyorsabb és leghatékonyabb megoldásnak, mert a műholdfelvételek felbontása általában, néhány speciális esettől eltekintve nem teszi lehetővé a faji szintű vegetáció-térképezést. Kidolgoztunk egy olyan költséghatékony módszert, amely ingyenesen beszerezhető műholdfelvételek és szoftverkörnyezet segítségével leválogatja a 3600 m<sup>2</sup>-nél nagyobb területű gyorsan kialakuló fás szárú növekményt. A módszer elsősorban az aktív növényi biomassa termelésre érzékeny, így kevésbé tárja fel a munkaterületen régóta jelenlevő fás növényzetet. Kifejezetten az adott év gyorsnövekedésű és új megjelenésű cserje illetve fa jellegű borítására érzékeny.

### Bevezetés

Az Európai Unió kontinentális éghajlatú területein az egyik legnagyobb környezeti és természetvédelmi problémát az invazív növényfajok terjedése okozza. A gyorsan terjedő, az őshonos növényzetet kiszorító növények közül számos faj jelent egészségügyi kockázatot, allergia okozóként. Egyes fajok megváltoztatják a talaj fizikai szerkezetét és kémiai összetételét, befolyásolják a mikroklímát, ezzel hozzájárulnak a klímaváltozási folyamatokhoz. Az ide tartozó fajoknak közös jellemzője, hogy gyorsan terjednek és rövid idő alatt jelentős biomassa mennyiséget fejlesztenek. Kutatásunk során olyan távérzékelési módszert és geoinformatikai eljárást dolgoztunk ki, ami alacsony költséggel, hatékonyan lokalizálja a tájidegen növényfajok által fertőzött területeket. Olyan adatforrást, szoftvereket és megoldásokat kerestünk, amelyek széles körben és ingyenesen elérhetőek. Módszertani segítséget szeretnénk nyújtani a nagy területeket átfogó előzetes fertőzöttségi becslések elvégzéséhez, a fás szárú növekmény vizsgálatához.

Az invazív növényfajok terjedésének megfékezéséhez komoly gazdasági érdekek fűződnek. A biológiai sokféleséget és mezőgazdasági termelékenységet, valamint az egészséget veszélyeztető idegenhonos növényfajok kiiktatása szintén fontos európai érdek. Az EU 1992-óta 180 projekten keresztül több mint 38 millió eurót költött az invazív fajok terjedésének megállítására a természeti területeken (EUROPEAN COMMISSION 2008), míg az Egyesült Államok saját becslése szerint mintegy 80 milliárd eurót fordít éves szinten a biológiai betolakodók elleni küzdelemre (ASNER és VITOUSEK 2012).

Ugyanakkor az energiaellátás a megújuló és alternatív energiaforrások alkalmazására törekszik (EUROPEAN COMMISSION 2009). Így a környezetvédelem mellé állíthatóak az energetikaiparban jelentkező gazdasági érdekek, tehát termelékeny környezetvédelmi megoldás tervezhető (JOSHUA G. 2009). A bioerőművek működéséhez szükséges biomassa előállítására egyre nehezebb, mert az elégetésre természetelt ültetvények tönkreteszik a termőtalajt (WISEMAN et al. 2013). A korábban felépített biomasszával üzemelő erőművek számára hasznos a környezeti károkat okozó invazív növényzet letermelése. Így elsősorban a fás szárú, gyorsan megújuló fajok kerültek az érdeklődés középpontjába, például a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*), a keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*), feketefenyő (*Pinus*

*nigra*), a nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*), stb. Bár az idegenhonos lágyszárúak is komoly környezeti problémát okoznak Európában (BAKÓ 2013), vizsgálataink során elsősorban a fás szárú növekmények detektálásának módszertanát dolgoztuk ki. Az volt a célunk, hogy a megújuló energia direktívának megfelelő szabályozást (RENEWABLES DIRECTIVE 2009) betartva olyan zöldenergia források feltárását segítsük elő, amelyek nem képviselnek természetvédelmi, vagy erdőgazdasági értéket, viszont veszélyeztetik az őshonos növényzetet és az ökoszisztémát.

A célok megvalósítása érdekében meg kellett vizsgálni a növényi produktum monitorozására alkalmas költséghatékony űrtávérzékelési eljárásokat. A vizsgálatok során arra kerestük a választ, hogy miként lehet a feladatot kizárólag ingyenesen elérhető távérzékelte felvételek segítségével végrehajtani.

Először kipróbáltuk a szakirodalom által jegyzett vegetációs indexek és korrekciós számítások hatásfokát az ingyenesen beszerezhető Landsat 4, Landsat 5 és Landsat 8 űrfelvételeken.

### Anyag és módszer

A felvételek beszerzése többek között a USGS Earth Explorer internetes oldalán keresztül valósult meg (<http://earthexplorer.usgs.gov>) ahol mind a regisztráció, mind pedig a Landsat felvételek letöltése ingyenes.

#### Az alkalmazott űrfelvételek

A Landsat 1982. július 4 - 1993. december 14. közötti időszakban üzemelt, míg a Landsat 5 1984. március 1. –2013 januárja között. A fedélzetén működő Thematic Mapper (TM) szenzor hét csatornán készítette felvételeit (1. táblázat). A kitömörített felvételek georeferáltak, térképi vetülettel rendelkeznek, csatornánként átlagosan 60 MB tárhelyet foglalnak, több mint 8000 x 7000 pixel méretűek. Az érzékelőrendszer torzítási hibáit szenzorkorrekcióval és domborzati különbségeket is figyelembevevő georeferálással (ortorektifikáció) kiszűrik, és a letöltött felvételek további geometriai javításával már nem kellett foglalkoznunk. A felvételek reflektancia értékei a légkör, a domborzat és a felvevőrendszer sajátosságai miatt bizonyos torzításokkal terheltek (Czímber 2001). A radiometriai feldolgozás során a felvétel pixeljeinek digitális értékéből (digital number, DN) radiancia, majd reflektancia értékeket számolunk. Mindez a képi fájlhoz csatolt adatbázis alapján végezhető el. A spektrális radiancia a szenzorra érkező elektromágneses sugárzás intenzitása, a térszögre eső energiasűrűség, amely a hullámhossztól is függ. Mértékegysége a  $W/(m^2 \cdot \mu m \cdot sr)$  (László et al. 2011). A digitális értékkel legtöbbször lineáris kapcsolatban áll, melynek meredekségét gain-nek, konstans tagját offset-nek nevezi a szakirodalom. A sávonkénti gain- és offset-értékeket – mivel időben változhatnak a szenzorok üzem módjától és a detektorok korával járó degradációtól függően – általában az űrfelvételekkel együtt biztosítja a forgalmazó. A ToA-reflektancia (top of atmosphere reflectance, "légkör tetején mérhető reflektancia") a felszín visszaverésének, vagyis a visszavert és a beeső sugárzás arányának olyan közelítése, amely nem veszi figyelembe a sugárzás és a légkör közötti kölcsönhatást. A radianciából számolható, figyelembe véve a Nap, a felvételezett terület (földi képpont) és a szenzor geometriai viszonyát, valamint az adott hullámsávban beeső napsugárzás intenzitását (irradiancia).

A felszíni reflektancia számításához már légköri korrekcióra volna szükség, amely a munkaterületen legalább 30 kilométerenként referencia mérőállomást igényelne, vagy a műholdfelvétel készítésével szimultán, azonos területről készült korrekcióra alkalmazható (vízpára, ózon és szén-dioxid hatásának mérését elősegítő) sávokkal rendelkező másik



műholdfelvételt kellene találnunk. A bemutatott módszer során olyan nagyszámú felvétellel dolgozunk, hogy erre sajnos nem volt lehetőség, így a légköri korrekció, ezáltal pedig a felszíni reflektancia pontos kinyerése elmaradt.

1. táblázat A Thematic Mapper csatornáinak felbontása (platform: Landsat 4-5)

Table 1. Resolution of the Thematic Mapper's bands (platform: Landsat 4-5)

Csatorna	Spektrális érzékenység	Terepi felbontás	Csatorna
1	0.45–0.52 $\mu\text{m}$	30 m	Kék
2	0.52–0.60 $\mu\text{m}$	30 m	Zöld
3	0.63–0.69 $\mu\text{m}$	30 m	Vörös
4	0.76–0.90 $\mu\text{m}$	30 m	Közeli infravörös
5	1.55–1.75 $\mu\text{m}$	30 m	Közeli infravörös
6	10.40–12.50 $\mu\text{m}$	120 m	Termális infravörös
7	2.08–2.35 $\mu\text{m}$	30 m	Középhullámú infravörös

A Landsat 8 műhold 2013. május 30-án állt szolgálatba. A rajtalévő OLI szenzor csatornái eltérnek a TM szenzorok csatornáitól, ezért az elemzéseink során különböző számításokat kellett alkalmaznunk a kétféle spektrális érzékenységű (spectral response) felvételek esetében. Az OLI szenzoradatait a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat Az Operational Land Imager (OLI) csatornáinak felbontása (platform: Landsat 8)

Table 2. Resolution of the Operational Land Imager's (OLI) bands (platform: Landsat 8)

Csatorna	Spektrális érzékenység	Terepi felbontás	Alkalmazás vagy csatorna típus
1	0.433–0.453 $\mu\text{m}$	30 m	Partvidék és aeroszol vizsgálathoz
2	0.450–0.515 $\mu\text{m}$	30 m	Kék
3	0.525–0.600 $\mu\text{m}$	30 m	Zöld
4	0.630–0.680 $\mu\text{m}$	30 m	Vörös
5	0.845–0.885 $\mu\text{m}$	30 m	Közeli infravörös
6	1.560–1.660 $\mu\text{m}$	30 m	Rövidhullámú infravörös
7	2.100–2.300 $\mu\text{m}$	30 m	Rövidhullámú infravörös
8	0.500–0.680 $\mu\text{m}$	15 m	Pánkromatikus
9	1.360–1.390 $\mu\text{m}$	30 m	Felhőzet vizsgálathoz

A kitömörített felvételek georeferáltak, térképi vetülettel rendelkeznek, csatornánként átlagosan 120 MB tárhelyet foglalnak, több mint 8000 x 8000 pixel méretűek.

Mivel az űrfelvételek georeferáltan elérhetőek, a kitömörítés és válogatás, rendszerezés és a radiancia értékek átszámítása után egyből elkezdhetjük a kiértékelési folyamat beállítását.

### Az alkalmazott vegetációs index

Az NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) egy dimenziómentes mérőszám, amely egy adott terület vegetációs aktivitását fejezi ki. Értékét a növényzet által a közeli infravörös (NIR, általában 845 – 885 nm) és a látható vörös (RED, általában 630–680 nm) sugárzási tartományban visszavert intenzitások különbségének és összegének hányadosa szolgáltatja (ROUSE et al. 1978).

Képlettel leírva:

$$\text{NDVI} = \frac{(\text{NIR} - \text{RED})}{(\text{NIR} + \text{RED})}$$

ahol:

NIR – a közeli infravörös csatorna reflektancia értéke (Landsat 4,5 esetében a 4.; Landsat 8 esetében az 5. csatorna)

RED – a vörös csatorna reflektancia értéke (Landsat 4,5 esetében a 3.; Landsat 8 esetében a 4. csatorna)

Ha a mérést végző szenzor repülőgépen, vagy úrbázisú eszközön található, akkor a napsugárzás adott hullámhosszon történő mérésénél a légkör zavaró hatásait is figyelembe kell venni. A légkörön áthaladó sugárzás ugyanis szórásnak és elnyelésnek (abszorpció) van kitéve, melyeket mind gázmolekulák, mind aeroszol részecskék is kiválthatnak. A légkör sugárzásmódosító hatásainak csökkentésére légköri korrekciós, míg a mért reflektanciák irányfüggőségének csökkentése (vagyis normalizálása) érdekében egy kétirányú reflektancia eloszlás-függvény modellt (BRDF) érdemes adaptálni (Kern A. 2011)

A légköri korrekcióhoz elsősorban négy változó ismerete szükséges:

- Aeroszol optikai mélység 550 nm-en
- Teljes kihullható vízgőzmennyiség (vertikálisan integrált vízgőz)
- Vertikálisan integrált ózommennyiség
- Felszíni légnyomás

Utóbbiak meghatározhatóak MODIS adatokból, ami így alternatívája lehet a terepi adatgyűjtésnek és az archív meteorológiai adatok megvásárlásának. A MODIS azért is ideális választás, mert az adatok legalább 150 áthaladásból nyerhetőek évente.

A már normalizált és légköri korrekciókon átesett felvételek vegetációs indexeinek meghatározását számos szoftver elősegíti. Ebben a konkrét esetben radiancia értékekből számoltunk, mert a légköri korrekció Landsat felvételekre történő azonos minőségű elvégzése ingyenes forrásokból nem volt megvalósítható.

## **A javasolható szoftveres megoldások**

Az NDVI kiszámítása a Landsat felvételekből a következő módon valósul meg:

**ArcMap** segítségével a Landsat megfelelő csatornáinak behívása után a képelemző modullal (image Analysis) nyerhetjük ki az NDVI térképet: A Processing eszköztár NDVI 'maple leaf' eszközét választjuk. Egy új rétegre végzi el a számítást.

Az **ENVI** szoftvercsomag segítségével is elkészíthetjük NDVI térképeinket. Az eszköztárban (Toolbox) választjuk a Spectral / Vegetation / NDVI opciót. Az így megjelenő NDVI ablakban kiválaszthatjuk a vizsgálni kívánt felvételeket és akár szűkíthetjük is a számítást egy kijelölő eszközzel a felvétel adott területére. Kiválaszthatjuk a felvétel típusát, amennyiben a szenzor szerepel a listában (TM, MSS, AVHRR, stb.), vagy megadhatjuk a megnyitott felvétel megfelelő vörös és közeli infravörös csatornáit (ismert szenzor esetén a szoftver kiválasztja a megfelelő csatornákat). El kell döntenünk, hogy a számítógép memóriájába exportáljuk az eredményt, vagy megadjuk a fájlformátumot és a mentés helyét.

Az **ERDAS 2011** szoftvercsomagban is található NDVI modul, a Raster / Multispectral / Unsupervised fül NDVI osztályozás típusára kattintva érhető el. Beállítása az ENVI NDVI paneljéhez hasonló. Természetesen ebben az esetben is -1 és 1 közötti értékeket kapunk az egyes pixelekre, és a pozitív egész jeleni az egészséges zöld vegetációt.

Az NDVI számítást a **SPRING GIS** is támogatja. Először itt is megnyitjuk a felvételt, majd az Image fülre kattintunk és az ArithmeticOperations opciót választjuk. Az Operations választógombnál a "C=Gain\*((A-B)/(A+B))+Offset" lehetőséget választjuk, majd az A csatornának a közeli infravörös, míg a B-nek a vörös csatornát adjuk meg. A ColorPallet gombra kattintva színárnyalatokat is megadhatunk a végeredményhez. Érdemes a nemzetközi irodalomban gyakrabban alkalmazott színskálák közül választani. Ilyen például a Fehér –

Sárga – Zöld árnyalatú színes NDVI színskála, amely jó összehasonlítási alapot teremt a különböző publikációk ábraanyaga között.

Az ingyenes **MultiSpec** szoftver is képes az NDVI számítás elvégzésére. A meg kell nyitnunk a felvételt, majd a Processor menüből a Reformat lehetőség kiválasztása után a Change Image File Format-ra kattintunk. A megjelenő párbeszédpanelben megadhatjuk a kimeneti formátumot (érdemes geoTIF-et használni), majd bejelölhetjük a Transform data négyzetet, amely egy újabb párbeszédpanelt hív elő. Itt a New Channel from General AlgebraicTransformation lehetőséget jelöljük meg. Miután ezt elfogadtuk, megjelenik egy újabb panel, amelybe bevihetjük a kívánt képletet, jelen esetben:

$$\text{NDVI} = 0 + \frac{1.0C3 - 1}{1.0C3 + 1}$$

ahol C1 és C2 a csatornákat jelölik.

A számítások elvégzésére a szintén ingyenes **GRASS GIS** is alkalmazható, az „r.mapcalc” parancs beírásával. A GRASS GIS Raster Map Calculator ablakban először megadjuk a létrehozni kívánt fedvény nevét, majd összeállítjuk a képletet. Ehhez az Insert existing raster map választógombnál adjuk meg a megfelelő csatornákat. A Run gombra kattintva készítjük el az új NDVI térképfedvényt.

A **QGIS** nyílt forráskódú térinformatikai szoftverrel is számítható az NDVI a MeasuringVegetation, vagy a Raster Calculator plugin telepítése után. A GRASS szoftvernél ismertetett módon adjuk meg a képletet, lényeges, hogy az *Add result to the map canvas* jelölőnégyzet aktív legyen.

Az NDVI fedvény kiszámításának ideje a felhasznált felvétel méretétől is függ. A szürkeárnyalatú fedvényen a sötét részek a vegetációval kevésbé fedett területek. A térkép előállítás után szabványos színezéssel láthatjuk el azt. Jelenleg a növényzetmentes területeket fekete - kék (000000 - 0000ee), a növényzetben szegény felszínek, kopárok ibolya - vörös - narancssárga (f900d3 - ff0000 - fa3a26) árnyalatokkal, a vitális vegetációval sűrűn borított felszíneket sárga-zöld (ffec00 - 00ff00) színnel megjelenítő, egyenletes átmenetű színezés az elfogadott az NDVI térképek színes megjelenítéséhez.

### Az NDVI térképek feldolgozása

Az elkészült NDVI térkép a felszín fotoszintetikus vitalitását, anyagcserét folytató növényi borítását és a növényi produkció képződés intenzitását fejezi ki, komplex módon, ezért csak körültekintő, átgondolt és terepen validált vizsgálati sorozat után vonhatunk le következtetéseket. Amennyiben nem vesszük figyelembe a légköri hatásokat és azt a tényt, hogy az NDVI értékek nem csupán a növényzetborítást tükrözik, téves következtetéseket vonhatnánk le. Ezért számos más tényező megismerése szükséges a vizsgálatok elvégzéséhez (például domborzati hatások, antropogén hatások ismerete, stb.)

Amennyiben az adatsor már helyesen adja vissza a borítottságot és növényzet borítottsági térképfedvényt szeretnénk kinyerni, meg kell adnunk egy azonosítási küszöbértéket, hogy a szoftver leválogathassa a növényzettel borított és kopár pixeleket. Így egy viszonylag egyszerű osztályozási folyamattal meghatározhatjuk a növényzettel borított területeket. Végeredményben két kategóriát kapunk: növényzettel borított és kopár felszíneket.

A vegetációs indexek kinyerése a raszter fájl csatornákkal elvégzett matematikai művelet alapján valósítható meg, amelynek eredménye egy új raszteres csatorna, egy borítottság térkép. Mivel a fás szárú növekmény leválogatása a célunk, ezután össze kell hasonlítanunk a különböző hónapok borítási térképeit, hogy a learatott lágyszárúval borított parcellák, illetve a tavaszi lágyszárú gyomok kiszűrhetővé váljanak a vizsgálatból. Ezáltal minden évre kapunk egy fás szárú borítási fedvényt, amelyet vektorizálva olyan digitális

térképhez jutunk, amely összevethető az erdőgazdasági és természetvédelmi digitális adatbázisokkal, és így a korábbi évek vegetációborítottságának figyelembevételével bizonyos kompromisszumok között (pl. felbontás) gyorsan és automatikusan megjelölhetőek a fás szárú gyomnövekménnyel borított felszínek.

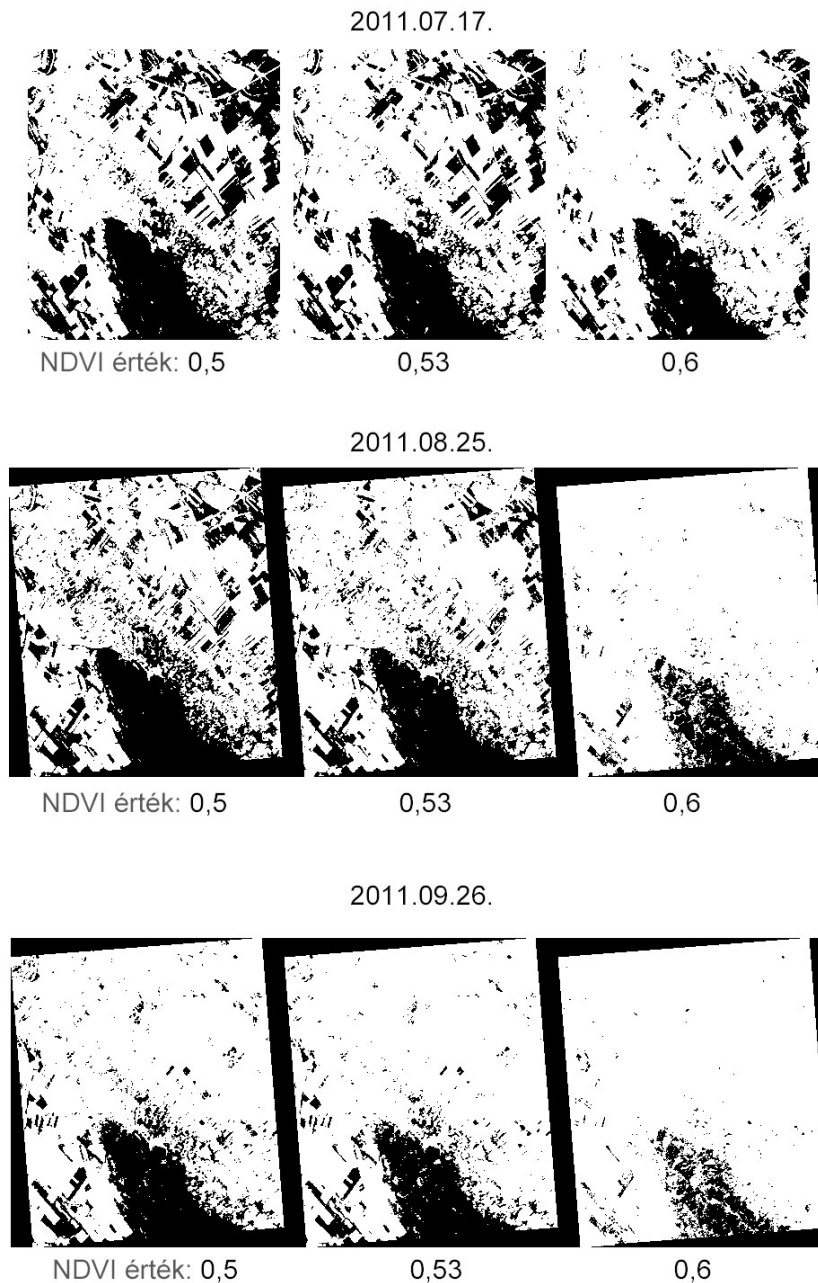
Először megadunk egy határértéket, aminél magasabb NDVI értékek a számunkra érdekes, az egész tenyészidőszakban vegetációval borított területekhez tartoznak. Amennyiben az NDVI számításnál nem alkalmaztunk légköri korrekciós és normalizáló számításokat, ez az érték az empirikus úton kerül meghatározásra (3. táblázat). A különbség a műholdak között a szenzorok csatornáinak spektrális eltéréséből adódik, míg az évszakok között a légkör okozza a különbséget. Bár az információtartalom a mérési szintek számának növekedésével egyenes arányban növekszik (Csató 2000), a szenzorok radiometriai felbontásának különbsége nem okoz problémát az összehasonlításban Landsat 8 felvételek esetében.

3. táblázat A munkaterületünk esetében a következő NDVI határértékeket alkalmaztuk

Table 3. The following NDVI limit values have been used to the work area

Műhold	A nyári hónapok felvételeinél	A kora tavaszi és őszi hónapok felvételeinél
Landsat 8	NDVI 0,44	NDVI 0,35
Landsat4 és 5	NDVI 0,53	NDVI 0,44

Az adott fényképezési időpontokat jellemző növényi biomassza borítási térképek metszetéből kapjuk meg az adott év fás szárú növényi biomassza borítását (1. ábra). Ahol az egymást követő években gyors ütemű biomassza növekedés figyelhető meg, ott invazív, de legalábbis R-strategista fajok jelenlétét valószínűsítjük. Az így létrehozott monitoring rendszerrel a nagyobb méretű növényi fertőzések detektálhatóak.



1. ábra A 2011-es év növényzet borítását kifejező, különböző határérték mentén előállított borítottsági térképfedvények. A különböző határértékek közül terepi ellenőrzéssel, vagy nagyfelbontású archív légifelvételekkel történő összehasonlítással választható ki a valósághű változat.

Figure 1. Map overlays expressing the vegetation land cover of year 2011 generated by different limit values. The realistic version can be selected from among the various limit values by on-site inspection or by comparing them with high-resolution archive aerial ortho images



2. ábra A 2011-es év fás szárú biomassza borítási térképe GeoEye ürfelvétellel ellenőrizve. A módszer a felbontási lehetőségekhez képest jól reprezentálja a fásszárú borítást. Amennyiben összevetjük több év fás szárú borítás térképfedvényét, az újulat kiütközövé, elkülöníthetővé válik.

*Figure 2.* Map of the woody biomass landcover of year 2011 controlled by GeoEye satellite image of the same year. The method represents well the woody landcover despite the Landsat resolution limit. If the woody landcover of several years are compared, the regrowth will become conspicuous and separable.

### **A módszer ellenőrzése HR ortofotó-térképek felhasználásával és terepi validálással**

Az ellenőrzés során azt tapasztaltuk, hogy a létrehozott monitoring rendszer 60 méter részletességgel feltárja a gyorsan növekvő fotoszintetizáló biológiai produkciót. Az *Ailanthus altissima*-val fertőzött foltok nagyon jól detektálhatóak (3. ábra).





3. ábra *Ailanthus altissima*-val fertőzött terület a Google Street View szolgáltatásban. A piros vonal a monitoring rendszerünkben származó poligon határvonala  
 Figure 3. Area infected with *Ailanthus altissima* shown in the Google Street View. The red line is the polygon boundary of our monitoring system.

A legkisebb kimutatott növekményterületek  $3600 \text{ m}^2$  területűek (4. ábra). A Landsat felvételek felbontásából adódóan a lehatárolás nem lehet pontos, de terepen ellenőrizve a területeket a szükséges beavatkozások elvégezhetőek. A módszer jól alkalmazható a települési védekezés megtervezésében, mert kimutatja a nagyméretű növekményterületeket.



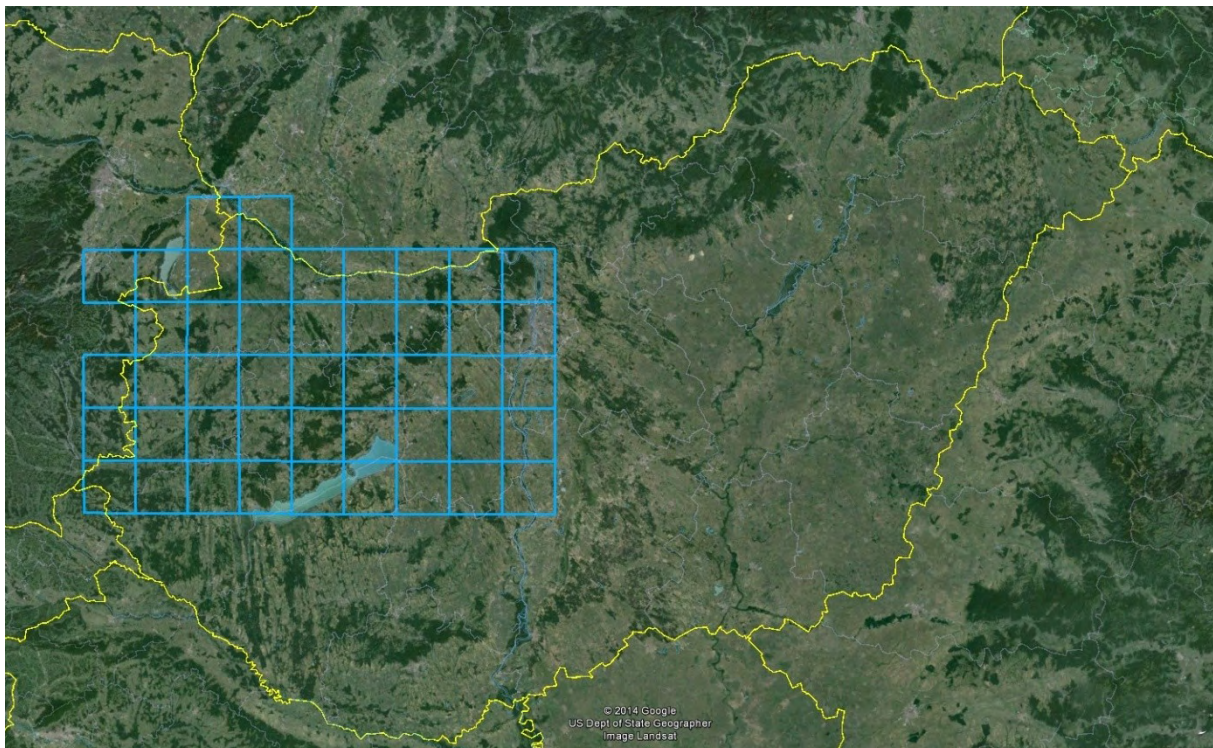
4. ábra Növekmény terület a Google Earth szolgáltatásban. A piros vonal a monitoring rendszerünkben származó poligon határvonala  
 Figure 4. Increment area shown in the Street View and in Google Earth. The red line is the polygon boundary of our monitoring system



A terepi ellenőrzés során 73 helyszínen ellenőrizték a letermelhető invazív fás szárú biomassza mennyiségét az általunk megjelölt foltokban. 41 esetben végezték el a növényzet letermelését, 32 esetben úgy találták, hogy a becsült mennyiséghez képest kevés a helyszínen valóban megtalálható mennyiség. A 73 folt átlagosan 104,2 attrotonna biomasszát tartalmazott a terepi csoport becslése szerint, amiből a letermelt foltok átlagosan 111,6 attrotonna, de együttesen 4 575 attrotonna letermelt növényi biomasszát tartalmaztak. A terepi ellenőrzés során le nem termelt 41 területre összesen 94,7 attrotonna invazív biomasszát becsültek és egy esetben fordult elő, hogy egyáltalán nem volt növényzeti borítás a területen. Fontos megemlítenünk, hogy 9 esetben a terület megfelelő lett volna, de a megközelítés nehézségei miatt nem termelték le az invazív növényzetet. További 10 terület esetében azért nem történt beavatkozás, mert sok tulajdonos telkeire estek a fertőzött foltok, és nehézkes lett volna felderíteni őket, így a letermelés jogilag nem volt lehetséges. Három területen azért nem volt fás szárú borítás, mert az utolsó felvétel készítése óta azt a tulajdonos letermelte. Ki kell emelnünk, hogy 9 folt esetében a területen nem invazív fajok képezték a fás szárú növénytakarót, tehát a terepi vizsgálat alapján a felmérés 12,3 százaléka tévesen nem invazív borítást jelöl. A terepen is ellenőrzött foltok 13,7 százalékát tévesen jelöltük ki a bemutatott módszerrel.

### A vizsgált terület

A Dunántúl északi felét választottuk az első, nagykiterjedésű területet érintő vizsgálat helyszínéül. A területet munkavégzési blokkokra osztottuk, a feladat ütemezhetősége érdekében (5. ábra).



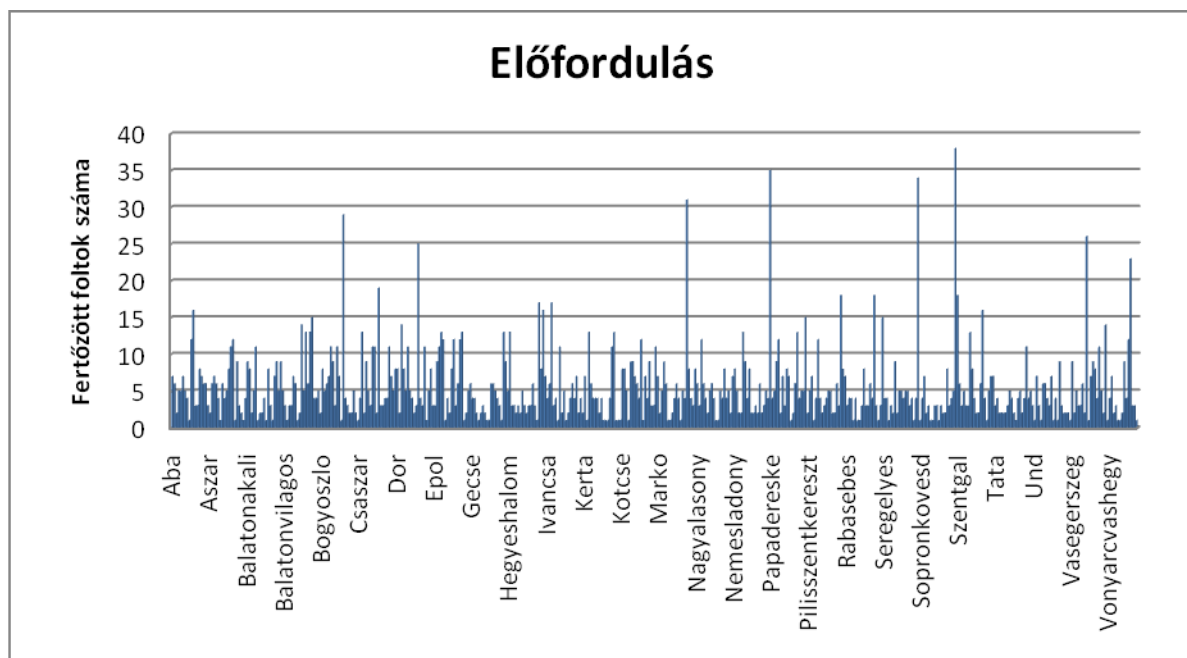
5. ábra A vizsgált terület és az interpretációs blokkok  
 Figure 5. The studied area and the interpretive blocks

### Eredmények és megvitatásuk



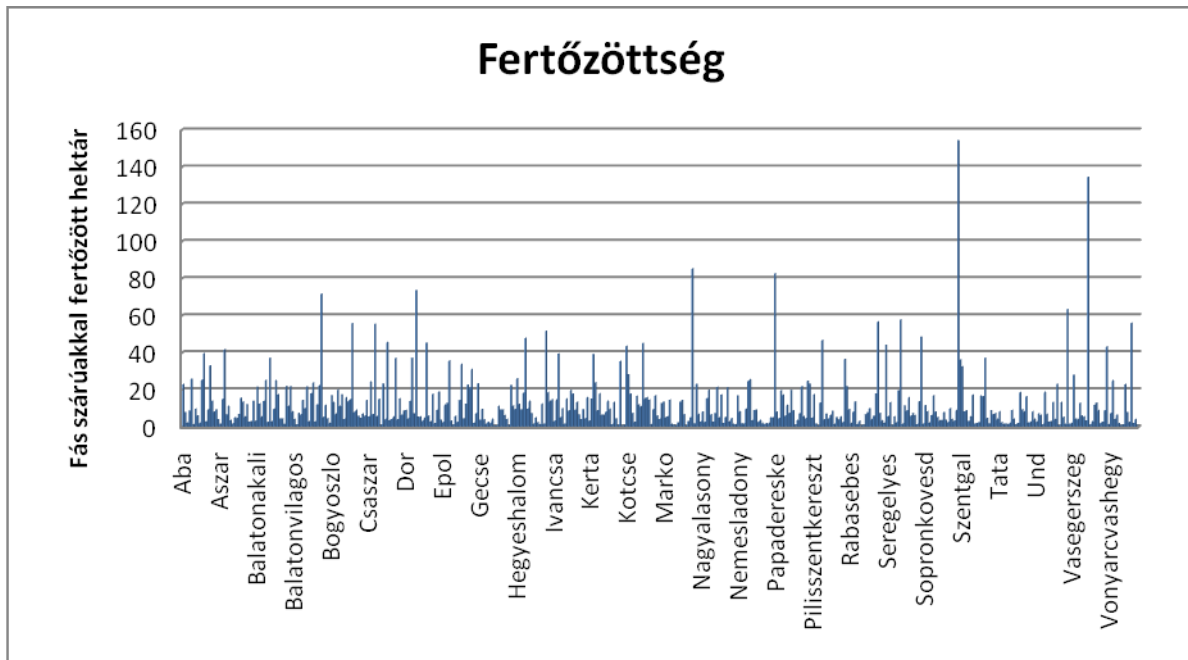
A bemutatott módszer ellenőrzése során 13,7 százalékos hibaarányt tapasztaltunk, ami erős hibaarány, de az ingyenes forrásból származó alapanyagok gyors feldolgozása ezt a lokalizálási minőséget kínálja.

A vizsgálat alapján Fertőd, Fertőszéplak, Ikrény, Lipót, Mosonmagyaróvár, Pápa, Székesfehérvár, Tahitótfa, Veszprém és Vid települések esetében haladja meg a 4 %-ot a fotoszintetikusan aktív invazív fás szárúak felszínborítása. Székesfehérvár és Veszprém esetében a 10 százalékot is eléri. Vizsgálataink során szignifikáns korrelációt tártunk fel az emberi tájtalakító tevékenység és az invazív fás szárúak megtelepedése között. Az építkezések, az építési munkálatok utáni tereprendezés elhanyagolása utat nyit a gyomosodásnak, és ezt a távérzékeléssel támogatott térinformatikai elemzések egyértelműen alátámasztják. Mivel a nagyberuházások a gazdaságilag fejlett és fejlődőképes településeken mennek végbe, ezeken a településeken találoztunk a legsúlyosabb növényi inváziókkal. A fertőzöttség mértékének változatosságára a 6. és 7. ábra hívja fel a figyelmet. A 8. ábrán megfigyelhetjük a települések területéhez viszonyított százalékos fertőzöttségi értékek megoszlását.



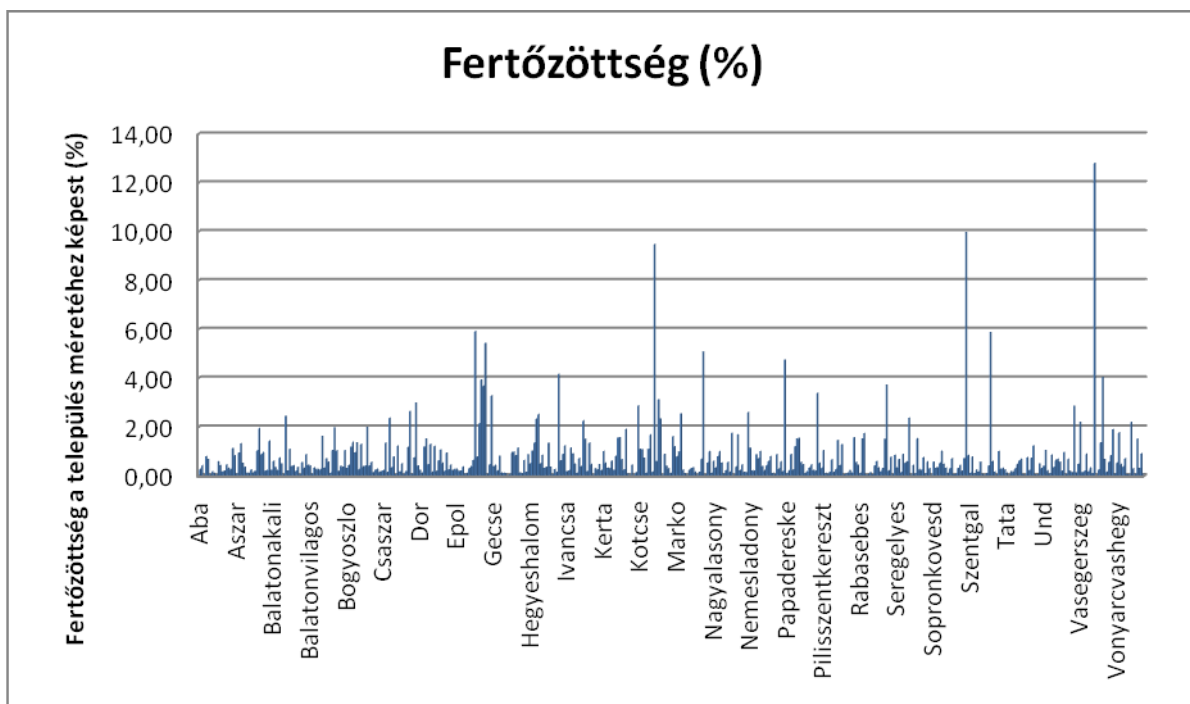
6. ábra A diagram azt mutatja meg, hogy hány egymástól független (legalább 120 m távolságra lévő) fertőzött területet jelez az eljárás településenként. Az ábrán csupán néhány település nevét tüntettük fel, a diagram a változatos előfordulást hivatott bemutatni.

Figure 6. The diagram shows how many independent (at least 120 m apart) infected areas are indicated in the system by localities. Names of only a few localities are shown, because the diagram represents the various occurrences.



7. ábra A fás szárú fajokkal fertőzött területek kiterjedésének településenkénti megoszlása. Az ábrán csupán néhány település nevét tüntettük fel, a diagram a változatos felszínfoglalást hivatott bemutatni.

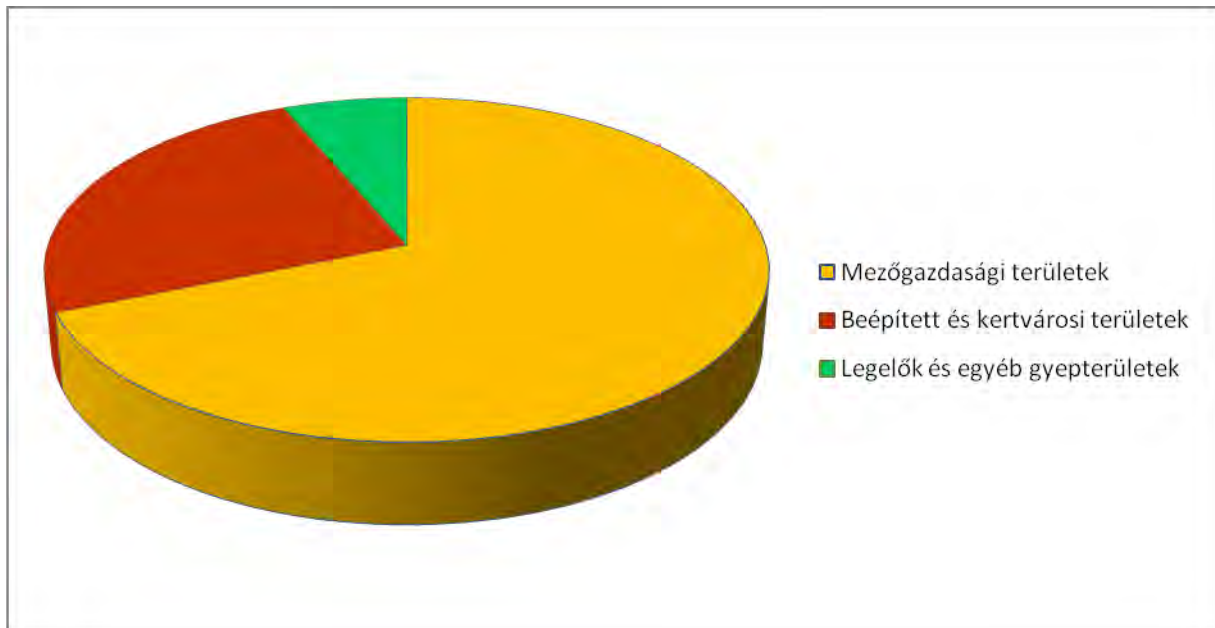
Figure 7. Distribution of the extension of the areas infected with woody species in certain localities. Names of only a few localities are shown, because the diagram represents the various occurrences.



8. ábra Az ábra azt mutatja meg, hogy az adott települések területének hány százalékát borítja invazív fás szárú növényzet a vizsgálati módszer alapján

Figure 8. The figure shows what percentage of the area of the location covered with invasive woody vegetation based on the test method.

Érdeemes megfigyelni, hogy az idegenhonos fák és cserjék terjeszkedése nem a legelő és gyepterületeken megy végbe a leggyorsabb ütemben, hanem a gyakran bolygatott, mesterségesen fenntartott, speciális monokultúrákban, a mezőgazdasági területeken. Jelentős terjedést tapasztalhatunk a belterületeken és zártkerteken (9. ábra).



9. ábra A fertőzött területek megoszlása a mezőgazdasági, a legelő és a beépített területek között  
 Figure 9. Distribution of the infected areas between agricultural (yellow), built-up (red) and pasture (green) areas.

A mezőgazdasági területek fertőzöttségének magasabb aránya azonban az ilyen használatú területek magasabb arányából is következnek. A logisztikai, szállítási és közlekedésfejlesztési folyamatok, valamint energia szállítást biztosító beruházások nagymértékben utat nyitnak a növényi invázióknak a mezőgazdasági monokultúrák és parlagterületek esetében.

Amennyiben járás szinten vizsgáljuk a problémát, a vizsgálat alapján a Zalaegerszegi járás a legfertőzöttebb. Itt 439 hektár fertőzött területet tárt fel a vizsgálat 179 fertőzött folttal. A Sárvári járás követi a sorban ahol 141 fertőzött folt összesen 400 hektár fertőzött területet jelent, majd a Mosonmagyaróvári (366 ha), Veszprémi (358 ha) és Szombathelyi járások (338 ha) következnek. A Téti, Tatabányai és Tamási járások fertőzöttsége 20 ha alatti, így ezek a legkevésbé fertőzött járások a vizsgálatunk eredményei alapján. A 3600 m<sup>2</sup>-t meghaladó méretű egymástól független elhelyezkedésű fertőzött foltok száma ezeknek a járásoknak az esetében 16 alatti, de ez is potenciális terjedési lehetőséget jelent. A Tamási járásban lehetne a leghatékonyabban beavatkozásokkal fellépni a jövevénynövények ellen, mert itt mindössze 9 foltra korlátozódik a kiterjedt fertőzés. Az észak-dunántúli járások fertőzöttségére átlagosan 66 a 1,36 hektárnál nagyobb fertőzött foltok száma és átlagosan 156 hektár fertőzött járásonként, ám ez az adat nehezen értelmezhető, mivel a járások területe változó. Ezzel szemben érdekes megfigyelés, hogy a fertőzöttség a változatos domborzatú területeken kisebb mértékű. Kivételt képeznek ez alól azok a területek, ahol nagy beruházások, nagy területeket érintő tájtalakítás ment végbe az elmúlt évtizedben, ezzel kaput nyitva a növényi invázióknak. Mindez megerősíti azt a korábbi feltételezésünket, hogy a növényi inváziót antropogén hatások segítik elő, legalábbis a terjedést erősen felgyorsítják, mivel az emberi tevékenység a változatos felszínű, nagy kiterjedésű völgyoldalakon korlátozott, míg a sík területek bolygatása, termelési és építkezési folyamatokból következő degradációja erősebb. Ebből arra következtethetünk, hogy a változatos domborzatú, nehezen hasznosítható, ezáltal kevésbé bolygatott területeken a természetes, vagy természet közeli vegetáció gátolja, de legalábbis lassítja a jövevényfajok továbbterjedését.

Bár a 30 m terepi felbontású HS és MS felvételek nem teszik lehetővé a faji és társulás szintű vegetációtérképezést diverz környezetben, arra alkalmasak, hogy egy gyors és költséghatékony biomassza monitoring rendszert építsünk fel a segítségükkel. Az ingyenesen

elérhető Landsat felvételekkel sikerült megvalósítani a fás szárú növényi biomassza évenkénti ellenőrzését 60 m részletességgel. Így az általunk elkészített Informatikai rendszer jelzi, ha valahol R strategista fajok jelennek meg hirtelenül, nagy tömegben. Az ilyen területek ellenőrzésével a nagykiterjedésű növényi fertőzések lokalizálhatóak, ráadásul így a legnagyobb fertőzöttségű területeken végezhető el először az invazív fajok letermelése.

### Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk Szabó Boglárkának és Molnár Dánielnek, a GeoAdat Szolgáltató és Informatikai Kft munkatársainak. A vizsgálat a GeoAdat Szolgáltató Kft. által vezetett EUREKA projekt (E17651 T-BEA) keretében valósult meg (támogató szervezet: KTIA EUREKA\_HU\_12-1-2012-0042).

### Irodalom

- ASNER, G.P. ÉS VITOUSEK P.M. 2012: Remote analysis of biological invasion and biogeochemical change. PNAS. 2005, 102 (12): 4383–4386.
- BAKÓ G. 2013: Növényi invázió a Balatonnál Élet és Tudomány LXVIII. 2013/35. 1104-1106. p [Plant invasion at Lake Balaton Life and Science 68 (35): 1104–1106.
- CZIMBER K. (2001): Geoinformatika - elektronikus jegyzet, III.7.3. Radiometriai korrekció, Sopron
- CSATÓ É. (2000): Műholdadatok térképészeti alkalmazása, Doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Kar
- EUROPEAN COMMISSION 2008: Commission presents policy options for EU strategy on invasive species, Brussels: 5 December 2008. 20 pp. European Commission - IP/08/1890.
- EUROPEAN COMMISSION 2009: Renewables Directive – Brussels: 2009/28/EC, 23 April 2009
- FEKETE I., LÁSZLÓ I., CSORNAI G., GIACETTA R. 2011: Távérzékelte felvételek elemzése Budapest, 2011 TÁMOP-4.1.2.A/1-11/1-2011-0052
- JOSHUA G. 2009: The Elusive Green Economy. The Atlantic Yuli/August 2009 <http://www.theatlantic.com>
- KERN A. 2011: Production of remotely sensed vegetation index data from MODIS and AVHRR, Dissertation Eötvös Loránd University, Budapest: 2011
- RENEWABLES DIRECTIVE 2009: EUropean Parliament & Council, Renewables Directive 2009/28/EC, L140, 5 June 2009, pp. 16–62
- ROUSE J.W., HAAS R.H., SCHELL J. A., DEERING D.W. 1973: Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation. Prog. Rep. RSC 1978-1, Remote Sensing Center, Texas A&M Univ., College Station, 93p. (NTIS No. E73-106393)
- WISEMAN J., EDWARDS T. LUCKINS K. 2013: Post carbon pathways Melbourne Sustainable Society Institute, University of Melbourne CPD Discussion Paper Melbourne: April 2013 p. 21

## INVESTIGATION OF THE INVASIVE WOODY INCREMENT USING LANDSAT IMAGERY

G. BAKÓ, GY. FÜLÖP

Szent István University, Institute of Botany and Ecophysiology,  
H-2100, Gödöllő, Péter K. u. 1., Hungary, tel. (+36) 70 615 7223, e-mail: bakogabor@interspect.hu  
Developing Geoinformatician, GeoData Services Ltd.  
H-1088, Budapest Szentkirályi Street 8, Budapest, Hungary, tel. (+36) 1 469 0033, e-mail geoadat@geoadat.hu

**Keywords:** woody invasive plants, remote sensing, growth mapping, biomass monitoring, satellite imagery

To detect the woody invasives the aerial surveys proved to be the fastest and the most efficient solution, as the resolution of satellite images does not always allow the vegetation mapping at the species level. We have developed a cost-effective method by using free satellite images and softwares, which detects the rapidly developing woody increment appearing in larger than 3600 m<sup>2</sup> areas. The method is primarily sensitive to the active plant biomass increment, so it poorly reveals the woody vegetation present in the work area a long time ago. It is especially sensitive for the fast-growing and newly appeared shrub and tree landcover of the given year.

## INTERCEPCIÓS VIZSGÁLATOK HOMOKHÁTSÁGI ERDŐÁLLOMÁNYOKBAN

BOLLA Bence

Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Erdészeti és Tervezési Osztály  
6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u. 19. e-mail: [bollab@knp.hu](mailto:bollab@knp.hu)

**Kulcsszavak:** Intercepció, Vízháztartás, Erdőállomány, Homokhátság, Bócsa

**Összefoglalás:** Az erdei vízháztartás egyik fontos eleme az intercepció (koronaintercepció, avarintercepció, törzsi lefolyás). Az intercepció mértékére az erdőállomány jellemzőinek döntő hatása van. A kiskunsági homokhátságon lévő telepített erdőállományok vízháztartásának vizsgálata erdőgazdálkodási, mezőgazdálkodási és természetvédelmi kezelési szempontból egyaránt fontos. Vizsgálatom két egykorú, egymás mellett elhelyezkedő, azonos erdészeti technológiával létrehozott, bócsai erdőrészlet koronaintercepciós veszteségének meghatározására irányult. Méréseimet egy elegyetlen erdei fenyves és egy elegyetlen szürke nyáras faállományban végeztem, 2013. március 15. és 2014. augusztus 4. közötti időszakban. Kontrollvizsgálataimat a kiválasztott erdőrészletek közvetlen közelében lévő erdei tisztáson folytattam. Az erdei fenyvesben mért intercepciós veszteség 23%, a törzsi lefolyás aránya 6%, szürke nyáras faállományban az intercepciós veszteség 19%, a törzsi lefolyás 15% volt. A koronaintercepció, a törzsi lefolyás és a szabadfelszíni csapadék méréséből származó eredmények a jövőben jól felhasználhatóak lesznek a homokhátsági erdőállományok vízháztartásának modellezéséhez, valamint megfelelő természetvédelmi-erdészeti kezelésükhöz is.

### Bevezetés

Az intercepció során a lehulló csapadék egy része a lomkoronán marad, majd onnan elpárolog, illetve egy bizonyos mennyiségét a levélzet fölveszi. A faállományok nagyobb levélfelületi indexe miatt, az intercepció során felfogott víz mennyisége nagyobb lehet, mint a lágyszárú növénytársulások esetében. Intercepció alatt legtöbbször a korona intercepcióját szokták érteni (DELFS 1955). A teljes intercepciós veszteséget viszont, a korona intercepció és az avarintercepció együtt jelenti.

A faegyedek lombkoronáján áthulló, valamint a fák törzsén lefolyó csapadékmennyiséget együtt állományi csapadéknak nevezhetjük.

Az intercepció mértékére az erdőállomány jellemzőinek döntő hatása van (1. táblázat). Ezek közül a legfontosabbak: a fafajok jellemzői (lombos vagy tűlevelű, ill. fényigényes vagy árnyéktűrő fafajokból áll-e az erdő; az adott fafaj a törzsén mennyi vizet képes levezetni stb.), a faállomány kora és szerkezete (a törzsek minősége, ágszerkezete, a korona alakja, a faállomány magassága), az állomány záródása, elegyaránya, szintezettsége, az egyes szintek záródása (FÜHRER 1992). A faállomány jellemzői mellett fontos kiemelni az éves csapadék mennyiségi, időbeli eloszlását, valamint az egyes csapadékesemények nagyságát is.

Az állományi csapadék nagy része, amely a levélzetről lefolyik, valamint a koronán keresztülhullik, az avartakaróra érkezik, míg a törzsön lefolyó kisebb vízmennyiség a fatörzs és a gyökerek mellett közvetlenül a talajba jut. Az avarréteg és a vele szoros kapcsolatban lévő humuszréteg a csapadék egy bizonyos mennyiségét visszatartja. Ezt a jelenséget nevezzük avarintercepciónak. Az avarintercepció során a leérkező csapadék egy része szintén elpárolog.

1. táblázat Idős és középkorú faállományokban meghatározott intercepciós veszteség százalékos megoszlása (a Kerekegyháza, Ménteleken, Püspökladányban és Gödöllőn végzett mérésorozatok alapján).

Table 1. Interception losses of elderly and middle-aged tree stands (series of measurements round to Kerekegyháza, Méntelek, Püspökladány, Gödöllő)

Fafaj	Egyes fafajok intercepciós vesztesége (JÁRÓ 1980 és MAGYAR 1989, 1993)	Intercepciós veszteség az ERTI kutatásai alapján (SITKEY 2004)
Hazai nyár	24%	23%
Olasz nyár	25%	-
Óriás nyár	29%	-
Akác	9%	-
Kocsányos tölgy	-	24%
Fekete fenyő	24%	28%
Erdei fenyő	16%	25%

Az eddig közzétett kutatások alapján elmondható, hogy a lomb és fenyő állományokban a lehullott csapadék 60-70%-a hasznosulhat a növényi transzspiráció során. Tehát a korona és az avar intercepciója együtt 30-40%-ot is elérhet (SITKEY 2008). Magyarországi mérésorozatok szerint az avarintercepció értéke 9-14% között változhat, a csapadékviszonyok függvényében (FÜHRER 1994, KUCSARA 1998, ZAGYVAINÉ 2013).

### Anyag és módszer

Vizsgálatom két azonos korú (38 éves), egymás mellett elhelyezkedő, azonos méretű (5 ha) erdészeti technológiával (teljes talaj előkészítéssel, mélyszántással és barázdás ültetéssel) létrehozott, Bócsa község határában lévő erdő részlet koronaintercepciós veszteségének és törzsi lefolyásának meghatározására irányult.

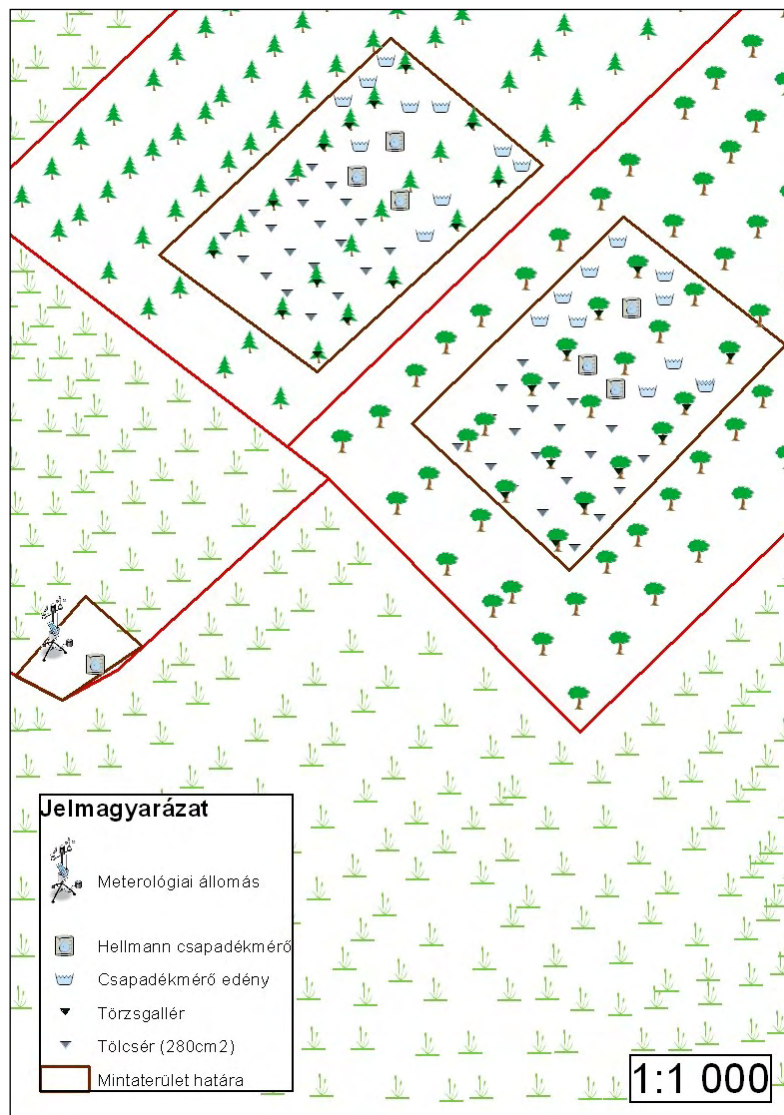
A kiválasztott erdő részletek a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság nemzeti parki területén (Bócsa-Bugaci homokpuszta) helyezkednek el, valamint nemzetközi Natura 2000 hálózat részét is képezik.

Méréseimet egy elegyetlen erdei fenyves (Bócsa 51 D erdő részlet) és egy elegyetlen szürke nyáras (Bócsa 51 E erdő részlet) faállományban végeztem, 2013. március 15. és 2014. augusztus 4. közötti időszakban. Kontroll- vizsgálataimat, a kiválasztott erdő részletek közvetlen közelében lévő erdei tisztáson (Bócsa 51 T11 egyéb részletben) folytattam.

Az erdő részletekben az 75X55 m-es mintaterületeket az erdőállományok átlagos famagassági, átlagos mellmagassági adatai, valamint fatermőképessége és egészségügyi állapota alapján jelöltem ki. Az erdei mintaterületek megállapítása során a leromlott egészségügyi állapot miatt kialakult záródáshiányos foltokat is figyelembe vettem. Az ellenőrző mérések elvégzésére szolgáló mintaterület elhelyezkedését, az erdő részletektől 100 m-es távolságban határoztam meg, mivel itt az erdőállomány hatása nagymértékben már nem érvényesül és természetközeli állapotot tükröz.

A kijelölt kontrollterületen BOREAS meteorológiai állomás és Hellmann-féle csapadékmérő edény segítségével észleltem a szabadfelszíni csapadék mértékét. A vizsgált erdő részletekben mintaterületenként, három darab Hellmann-féle csapadékmérő (sorközben, sorban és egy záródáshiányos foltban kihelyezve), húsz darab 280 cm<sup>2</sup> felületű tölcser (1x1 m-es kötésben kialakítva), tíz darab 100 cm<sup>2</sup> felületű mérőedény (random módon elhelyezve), valamint harminc törzsgallér segítségével határoztam meg a koronaintercepció és a törzsi lefolyás arányát. A mérőedények és törzsgallérok elhelyezését a mintaterületek faállományának törzsenkénti felvétele, mellmagassági átmérőjének és famagasságának eloszlása, valamint az adott faállomány szerkezete (a törzsek minősége, ágszerkezete, a korona alakja és záródása) alapján határoztam meg (1. ábra).

A szürke nyáras faállományban csak a vegetációs időszakban, míg az erdei fenyves erdő részlet esetében egész évben, még a nyugalmi időszakban is gyűjtöttem adatokat.



1. ábra Az intercepciós mérőeszközök mintaterületenkénti elhelyezkedése.

Figure 1. Distribution of interception devices in the research area

### Eredmények és megvitatásuk

A kiskunsági homokhátság erdőállományainak kezelési szempontjait nagymértékben meghatározza a csapadékesemények eloszlása és mértéke. A kontrollterületként szolgáló tisztáson mért legnagyobb szabadfelszíni csapadékesemény értéke 31 mm volt, 2013. május 8-án.

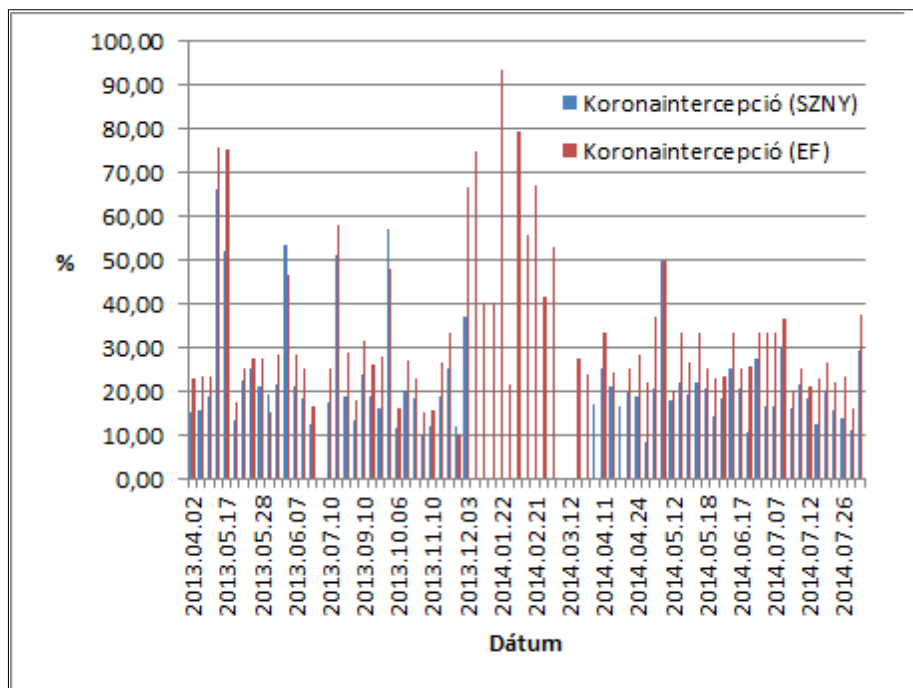
Az intercepció mértékét is döntően befolyásolja a leérkező csapadék mennyisége és intenzitása, a faállomány szerkezeti jellemzőivel (záródás, ág- és koronaszerkezet, törzsalak, az egyes faegyedek elhelyezkedése, sűrűsége, esetleges alászorultsága) és egészségi állapotával (a gombakárosítással érintett faegyedek koronája kiritkul, faegyedek pusztulása folytán csökken az erdő záródása) együtt. A kisebb 2-3 mm-ig mért lassú intenzitású csapadékesemények során tapasztalható volt az infiltráció (benedvesedés) jelensége. Ebben az esetben a lombkorona tározási kapacitásának köszönhetően, a csapadék jelentős része nem vagy csak kis mértékben érkezett le a talajszintre. Az erdei fenyőben mért koronaintercepció átlagos értéke 23%. Az intercepciós hatás az örökzöld erdei fenyves esetében egész évben fennáll, mivel lombhullása folyamatos. Továbbá, tűavarja nehezen bomlik, ezért a leérkező csapadék talajba jutására is nagyobb hatással van, mint a lombos faállománynak. A szürke



nyáras állomány tekintetében, az átlagos koronaintercepciós veszteség értéke 19% (2. ábra). A kisebb intercepciós érték a faállomány alacsonyabb záródásával, a törzsek gyenge minőségével, a laza ágszerkezettel és az elmaradt nevelő vágások miatt alászorult, majd kiszáradt faegyedek okozta lékek megjelenésével magyarázható.

A törzsi lefolyás az erdei fenyvesben átlagosan 6%, a szürke nyáras erdőrészletben 15%. A fenyő vastag, cserepes, nedvszívó kérgén alacsonyabb a törzsi lefolyás mértéke, míg a szürke nyár sima, jelentős részében vízelvezető kérgén nagyobb törzsi lefolyás volt mérhető. A törzsön lefolyó csapadék alakulására is hatással van a faállomány szerkezete, az egyes törzsek alakja, minősége és a faegyedek szociális helyzete.

Az erdőállományok intercepciós hatásukkal jelentősen befolyásolhatják a leérkező csapadék talajvízbe való beszivárgását, ezzel előidézve a termőhely további leszáradását. Ez a megállapítás azonban csak a tartósan aszályos időszakokra lehet igaz. Az őshonos, akár telepített faállományok diverzitása nagyobb, mint az tájidegen erdőállományokét, vagy eredeti zárt homoki gyepeké, mivel csökken a terület páraéhsége, árnyékot biztosít és ez által félárnyékot kedvelő és faállományhoz kötődő fajok is megjelennek.



2. ábra Koronaintercepció és a törzsi lefolyás aránya az egyes erdőállományok tekintetében.  
Figure 2. Rate of crown-interception and trunk discharge in forest stands

### Köszönetnyilvánítás

Szeretnénk köszönetet mondani Dr. Gácsi Zsolt, Dr. Gribovszki Zoltán, Dr. Kalicz Péter és Dr. Kucsara Mihály kollégáknak a cikk megírása során nyújtott segítségükért. Továbbá külön köszönetet szeretnénk mondani Herbót Erzsébetnek a tanulmány elkészítéséhez szükséges informatikai háttér biztosításához. Köszönet illeti a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság Erdészeti és Tervezési Osztályát a mintaterületek biztosításáért és a kutatás engedélyezéséért.

### Irodalom

- DELFS, I. 1955: Die Niederschlagszurückhaltung im Walde /Interzeption/. Mitteilungen des Arbeitskreises "Wald und Wasser". Nr.2. Koblenz: 54p
- FÜHRER E. 1992: Intercepció meghatározása bükk, kocsánytalan tölgy és lucfenyő erdőben. Vízügyi közlemények 74(3):281–294.
- FÜHRER E. 1994: Csapadékmérések bükkös, kocsánytalan tölgyes és lucfenyves ökoszisztémában. Erdészeti Kutatások, 84(1):11–35.
- Járó Z. 1980: Intercepció a gödöllői kultúr erdei ökoszisztémában, Erdészeti kutatások, 73 (1):7–17
- KUCSARA M. 1998: Az erdő csapadékviszonyainak vizsgálata. Vízügyi Közlemények, 3(1):456–475.
- MAGYAR L. 1989: A kerekegyházi és ménteleki intercepció mérésekről. Összefoglaló jelentés. (Kézirat). ERTI, Kecskemét, 1968-1989, pp. 2–6.
- MAGYAR L. 1993: „A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái” című konferencia előadása. Erdészeti lapok 128(7-8):211–312.
- SITKEY J. 2004: Csapadékvíz vizsgálatok ökológiai bázisterületeken – In: Barna Tamás (szerk.): Tudományos eredmények a gyakorlatban (Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói Nap), Alföldi Erdőkért Egyesület, Kecskemét, pp. 32–37.
- SITKEY J. 2008: Vízforgalmi vizsgálatok erdőössztyepp klímában – In: Szulcsán Gábor (szerk.): Tudományos eredmények a gyakorlatban (Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói Nap), Alföldi Erdőkért Egyesület, Kecskemét, pp. 48–49.
- ZAGYVAINÉ KISS K. A. 2013: Az erdei avar tömege és víztartó képessége közötti összefüggés. Erdészettudományi közlemények 3(1):79–89.

#### SURVEY OF INTERCEPTION IN SANDRIDGE WOODS

B. BOLLA

Kiskunsági National Park Directorate, Department of forestry and planning  
6000-Kecskemét, Liszt Ferenc str. 19. e-mail: bollab@knp.hu

**Keywords:** interception, water-balance, forest stands, Sandridge, Bócsa

Interception (leafage interception, litter interception and discharge of trunks) is one the most important features of water-balance in forest stands. Water-balance is controlled by leafage interception entails a certain amount of precipitation held by the leafage that can either transpire or be absorbed by the leaves. Each specific type of forest has an impact on the quantity of interception. The survey completed in this study was conducted to determine the leafage interception of two neighboring woods. The research took place from the 15<sup>th</sup> of March, 2013 to the 4<sup>th</sup> of August, 2014 in Bócsa, Hungary. The forests were two monocultures planted using the same technology: a pine stand and a grey poplar stand. The control area was on open area next to the forests. Data was collected in the grey poplar forest only during the growing season, and in the pine forest throughout the year. Open surface precipitation was observed with a Hellmann rain gauge and a weather station in the control area. The proportion of discharge on the trunks and the foliage interception was determined with three Hellmann rain gauge units (one placed in a single tree row, another between two rows of trees, and the third was put in a thin grove) in both forests. Additionally, twenty funnels (each 280 cm<sup>2</sup>) applied meter wise and twenty rain gauge units (each 100 cm<sup>2</sup>) and sixty trunk collars were placed at random. The distribution and location of the rain gauge units and trunk collars were determined by the distribution of the height and diameter (at 1.3 m) of the trees and structure of the forest stands (quality, structure of branches, shape and density of leafage). The survey results showed that in the pine forest interception was 23 % and the amount of trunk discharge was 6 %, and within the grey poplar forest, the rate of interception was 19 % and trunk discharge was 15 % (concerning an area of 75x55 m).



## A HORTOBÁGYI ECSE-HALOM TÁJTÖRTÉNETE

BEDE Ádám<sup>1,3</sup>, CSATHÓ András István<sup>2</sup>, CZUKOR Péter<sup>1</sup>, SÜMEGI Pál<sup>3,4</sup>

<sup>1</sup>Móra Ferenc Múzeum, 6720 Szeged, Roosevelt tér 1–3., e-mail: bedeadam@gmail.com

<sup>2</sup>Magyar Tudományos Akadémia, Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.

<sup>3</sup>Szegedi Tudományegyetem, Természettudományi és Informatikai Kar, Földtani és Őslénytani Tanszék, 6722 Szeged, Egyetem utca 2–6.

<sup>4</sup>Magyar Tudományos Akadémia, Bölcsészettudományi Kutatóközpont, Régészeti Intézet, 1014 Budapest, Úri utca 49.

„A szélszentes verőfényben a Madarasi-rét, lágyan hullámzó síkvíz, túlhan rajta meg Ecsehalom-pusztá magasan himbálódzik a levegőben. – Sokat szenvedett, szép magyar róna, mégis csak megvan a régi játékos kedved! – De hogyisne lenne, mikor az a föld táplálja, amelyet ezer éven át annyi vér és könny termékenyített örök erejűvé...” (BORSODI 1933)

**Kulcsszavak:** Hortobágy, kurgán, geomorfológia, tájtörténet, régészeti rétegtan, löszvegetáció

**Összefoglalás:** A hortobágyi Ecse-halmot alapvetően szikes legelők és mocsarak veszik körül. A késő rézkorban–kora bronzkorban a keleti eredetű nomád népek (Jamnaja-kultúra) által emelt kurgánt két felhordási szint alkotja. Két település, Karcag és Kunmadaras határpontján áll, a határvonal mentén középkori eredetű földút vezet keresztül, mely a több évszázados használat miatt gyakorlatilag löszmélyűtként mélyed a halomtest központi részébe. A 20. század során további torzításon ment keresztül, déli felét felszántották, majd rizsföldként használták, majd katonai megfigyelő tornyot telepítettek rá. A halom felszíne ennek ellenére viszonylag jó állapotú, regionális szinten jelentős, fajgazdag löszpusztagyepet őriz.

### Bevezetés

A halmok markáns, meghatározó kultúrelemei az alföldi tájnak. Nem csak évezredek története, a bennük eltemetett emberek élete, régészeti hagyatékuk és szokásaik (DANI és HORVÁTH 2012, PETŐ és BARCZI 2011), de a lakott környezet, a hajdan itt élt növény- és állatvilág, a felszint borító földtani képződmények is megismerhetők a halmok részletes és komplex vizsgálatán keresztül (SÜMEGI 2003, BARCZI et al. 2011, SZILÁGYI et al. 2013).

2012-ben lehetőség nyílt rá, hogy a Hortobágyi Nemzeti Park területén található Ecsehalom természettudományos feldolgozása is elkezdődhessen (SÜMEGI 2012, BEDE et al. 2014). A komplex környezettörténeti kutatás részét képező tájtörténeti vizsgálatot kívánjuk itt bemutatni. A klasszikus tájtörténeti leírás során – a fellelhető történeti dokumentumok segítségével – igyekszünk minél részletesebb és árnyaltabb képet adni halmunk elmúlt évszázadairól.

### Anyag és módszer

A geomorfológiai és tájtörténeti vizsgálatokhoz a legnagyobb fogódzót a 18–19. századi kéziratos és a későbbi nyomtatott térképek jelentették, melyek lehetővé teszik az utóbbi két és fél évszázad táji változásainak nyomon követését (T.1–15, ANTAL 1974). Halmunk legfontosabb jellemzőit korábban már TÓTH Albert (1988) és KOVÁCS Miklós (2013) is felvázolta, munkáik előremutató eredményeit magunk is felhasználtuk.

Az Ecse-halom szintvonalas térképének elkészítéséhez és terepi modellezéséhez egy Topcon (Hiper SR GMSS, FC336 típusú) nagy pontosságú műholdas helymeghatározó készülék (RTK) használtunk, a műszerrel a kurgán teljes palástját és a közvetlen környezetet (pufferzónát) is felmértük. Az adatok kiértékelése és a geomorfológiai két- és háromdimenziós terepmodellek megszerkesztése az ArcGIS 10 és AutoCAD Map 3D 2010 programokkal történt. E szoftverek segítségével végeztük el a halom megbontás előtti állapotának rekonstrukcióját is.

A rétegtani vizsgálatokhoz a gépi fúrást a kurgán legmagasabb pontján mélyítettük le és 10 cm átmérőjű kettős beléscsőből emeltük ki a mintákat. A zavartalan magfúrás összhossza 10 m volt; a magkihozatal 99,7%-os. Az 1000 cm hosszú fúrásból átlagosan 8 cm-ként emeltünk ki mintát, és összesen 116 mintát vontunk be szedimentológiai, mágneses szuszceptibilitási és szervesanyag-, valamint karbonátelezésbe (SÜMEGI 2012, BEDE et al. 2014).

Az Ecse-halom botanikai vizsgálata során a hajtásos növényfajokra nézve teljességre törekvő fajlistát készítettünk a gyakorisági és borítási jellemzők dokumentálásával. A halomfelszín főbb társulástani egységeinek körülhatárolását háromdimenziós vegetációtérkép segítségével végeztük el. Az egyes vegetációs foltokat 7 darab 2×2 m-es cönológiai felvétellel is dokumentáltuk.

## Eredmények

### Az Ecse-halom morfológiai viszonyai

Az Ecse-halom a történelmi Nagykunság területén, a tájféldrajzilag értelmezett Hortobágy kistájon, a Hortobágyi Nemzeti Parkon belül, Karcagtól 12 km-re észak-északkeletre található (SÜMEGI et al. 2013). Karcag és Kunmadaras települések közigazgatási határpontja (1. ábra).

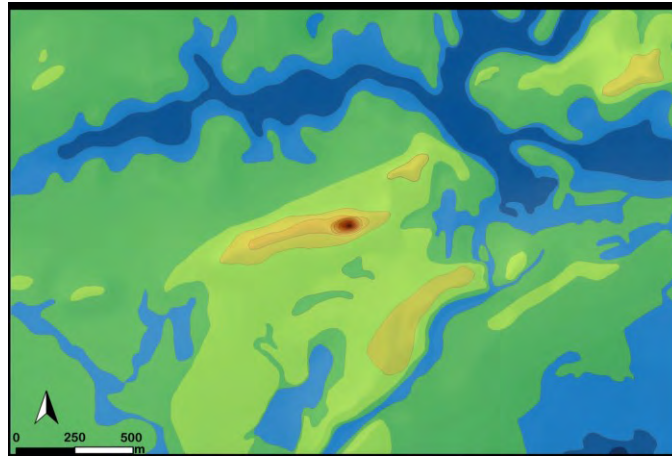


1. ábra. Az Ecse-halom déli irányból (Bede Á., 2014. április)  
Figure 1. The Ecse-halom mound from the south (photo by Á. Bede, April of 2014)

Maga a halom az Ecse-hát kiemelkedő pontján, egy pleisztocén kori, infúziós löszsel borított maradványfelszínen helyezkedik el, mely kapcsolatot mutat a nagykunsági területek lösztájával, annak északkeleti nyúlványaként fogható fel és ékszerűen illeszkedik a Hortobágy térségének holocén kori allúviumába (SÜMEGHY 1944, SÜMEGHY 1955, BORSY 1968).

A halom egy nyugat–keleti irányú, kis szintkiemelkedést mutató, de növényzetében és geomorfológiájában is a közvetlen környezetétől markánsan elkülönülő hosszúkás löszhát keleti végén emelkedik. Ezt a maradványfelszínt körben – elsősorban észak és kelet felől – ártéri helyzetű, szélesen elterülő medencék (rétek, fenekek, laposok) és hosszúkás alakú, elhagyott érmedrek veszik körül (2. ábra). Ezek a ma is fennálló, igen összetett kunkápolnási

mocsárrendszer szerves részei (Ecse-fenék, Kis-róna-fenék, Nagy-róna-fenék, Juhos-fenék, Géresi-fenék, Csíkos-fenék, Csíkos-ér, Széles-ér, Vén-fenék, Hármás-fenék, Szőke-fenék stb.) vagy geohidrologiailag közvetve kapcsolódó elemei (Kettős-ér, Ürmös-ér, Veres-fertő, Csonkás-lapos, Csáté laposa, Berecz-fenék, Özes-fenék stb.).



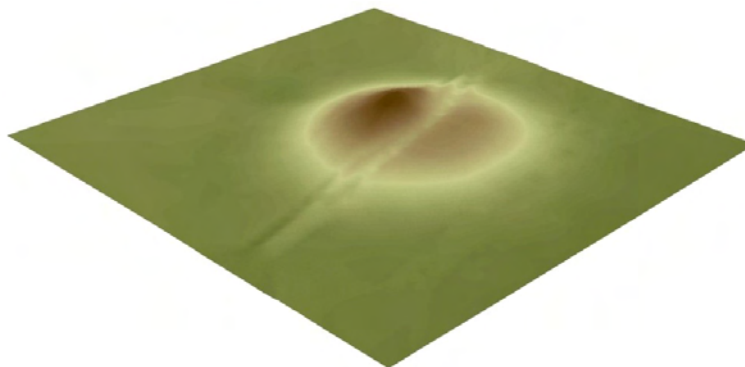
2. ábra. Az Ecse-halom és környezete (T.5 és T.12 nyomán)  
Figure 2. The Ecse-halom kurgan and its vicinity (after maps T.5 and T.12)

A halom mai állapotának megfelelő legfőbb adatai: központi koordinátái: EOVS 794,016, 233,021 (EOTR 68-413); abszolút magassága: 93,5 m; relatív magassága: 5,5 m; hossza: 75,5 m, szélessége: 67,5 m.

A környezetrekonstrukciós vizsgálatok alapján kimutatható, hogy a halomtest két felhordási rétegből áll (5. ábra): az első, korábbi szint 1,3 m, az ezt követő szint 2,9 m vastagságot mutat (utóbbi a recens talajokkal együtt). Az első felhordási réteg 1056 m<sup>3</sup>, a második 1876 m<sup>3</sup> földanyagból áll (utóbbinál a recens talajokkal együtt). A bolygatás előtti rekonstruált halom teljes földmennyisége (a recens talajokkal együtt) 2932 m<sup>3</sup>. A halom területe 3845 m<sup>2</sup>, kerülete a 88 m-es szintvonalon 223,5 m. A rekonstruált halomfelszín tényleges kiterjedése 5055 m<sup>2</sup>.

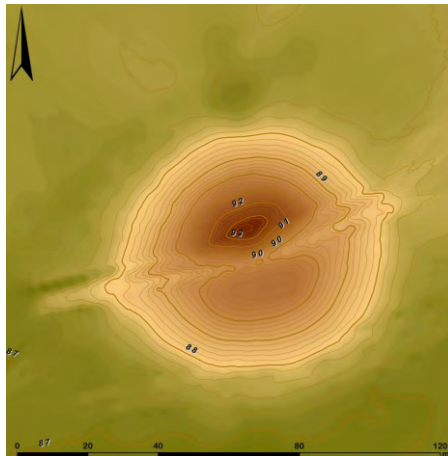
A halom körül az egykori, a felhordással keletkezett kerítő árok nyomait is sejthetjük (SÜMEGI 2012); a geomorfológiailag már alig érzékelhető, feltöltődött árok az északnyugati és északi pereménél mutatkozik meg jobban.

Halmunk geomorfológiai és földtani adottságokban hasonlóságot mutat a szintén a Hortobágyon, Egyek település külterületén található Csípő-halommal (BARCZI et al. 2004, JOÓ 2004, JOÓ et al. 2004, BARCZI et al. 2006), legközelebbi párhuzama azonban a 3 km-re nyugatabbra, szintén a kunmadarasi pusztán található, valamivel alacsonyabb és kisebb méretű Nagy-Füves-halom.



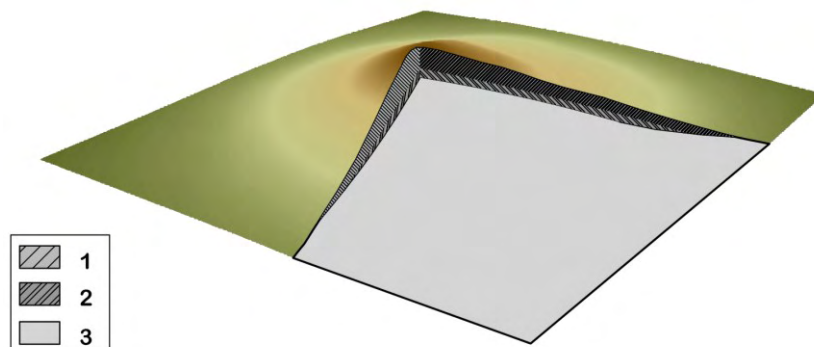
3. ábra. Az Ecse-halom háromdimenziós madártávlati képe délnyugati irányból  
Figure 3. 3D bird's eye view aspect of the Ecse-halom from the south-west

A nagyjából szabályos kerek, nyugat–keleti irányban enyhén nyújtott alakú halom az elmúlt évszázadok során erősen torzult (3–4. ábra). Legfeltűnőbb a közepén, nyugat–keleti irányban átvezető löszmélyút, mely a középkor óta helyi jelentőségű útként funkcionált, a folyamatos használat és a legelő állatok taposása talajeróziót indított el a felszínen, ennek hatására az út ma már több méteres mélységben vágódik a halomtestbe (TÓTH 2007, KOVÁCS 2013). E mentén jelölték ki a középkori eredetű határvonalat, mely az úttól közvetlenül északra, határárok formájában ma is jól látszik. A nagymértékű erózió és az út további bevágódásának elkerülése érdekében a földút halomról való elvezetése indokolt lenne.



4. ábra. Az Ecse-halom szintvonalas felmérése  
Figure 4. Contour map of the Ecse-halom

A 20. század hatásai a halom déli peremén fedezhetők fel leginkább, az itt létesített rizsparcella párhuzamosan futó gátjai és töltései formájában. A déli halomoldal közepének lapos, sík felülete arra enged következtetni, hogy erről a részről nagyobb mennyiségű földet hordtak el. Enyhébb formában ugyanez mondható el az északi oldal legmagasabb részéről is, hiszen a halomcsúcs körüli területből is metszettek le az idők folyamán, feltehetően az itt állt megfigyelő katonai őrtornyok létesítésekor (BEDE et al. 2014).



5. ábra. A rekonstruált Ecse-halom háromdimenziós metszete. 1: a halom második felhordási rétege a recens talajokkal; 2: a halom első felhordási rétege; 3: a halom alatti paleotalaj felszíne

Figure 5. 3D detail section of the reconstructed Ecse-halom. 1: the second construction layer of the mound with the recent soils; 2: the first construction layer of the mound; 3: the surface of the palaeosoil under the mound

### Az Ecse-halom tájtörténeti leírása

A halmot a nomadizáló életmódot folytató, keleti eredetű gödörsíros kurgánok népe (Jamnaja-kultúra) építette, korát a késő rézkor–kora bronzkor időszakára tehetjük (3300–2500 B.C.) (DANI és HORVÁTH, 2012, BEDE et al. 2014). Bejárásaink során a halmon és közvetlen



környékén régészeti leletet nem sikerült megfigyelnünk, még a nagyobb bolygatások (árkok, rézsűk) és a gyakori vakondtúrások sem rejtettek semmilyen korszakhatározó leletet.

Az Ecse-halom nevének első tagja (eče ~ äčä) kun kifejezés, mely eredetileg ’nővér (anya, asszony)’ jelentéssel bírt (BASKI 2007). A helyi hagyomány személynévi eredetűnek véli és egy Ecse nevű kun vitézhez köti, aki a halom egykori tulajdonosa volt (PESTY 1978, GYÖRFFY 1942).

Az Ecse-halom annyira meghatározó eleme a tájnak, hogy az elmúlt századokban nevéből képezték a szűkebb környék több helynevét is: Ecse ere (F.1 – 1754, 1758, 1767, 1794), Ecse halma útja (F.1 – 1754), Ecse rétje (F.1 – 1758, 1765, 1772) vagy Ecse-rét (F.1 – 1758, T.3, T.6, T.7), Ecse rónája (F.1 – 1758, 1760, 1761) vagy Ecse-róna (T.3), Ecse-zug (T.5, T.7, T.10), Ecse-fenek (T.9), Ecse-kút (T.9), Ecse-háti-tanya (T.11), Ecse-halmi-major (T.12), Ecse-gát (T.12).

A név két változatban él: az Ecse halma (birtokjeles forma) a korábbi adatokban szerepelt, míg az Ecse-halom alak előfordulása később nagyobb gyakoriságot mutat. Az Ecse halma változat az archaikusabb, előfordulása – Ecehalma formában – már 1521-ből ismert (GYÁRFÁS 1883) és egészen a 19. század elejéig használták, míg az Ecse-halom alak az újabb, és a helyiek így nevezik a halmot ma is. Egyetlen 19. századi adatát ismerjük az Ecse-domb változatnak (MADARASSY 1929).

A halom topográfiai jelentőségét mutatja, hogy a 17. századtól kezdve a legutóbbi időkig a határjáró oklevelek, kéziratok, majd nyomtatott térképek rendre feltüntetik helyét és nevét. A dokumentumokban a következő írott alakok fordulnak elő: Ecse halma (F.1 – 1698, 1754, 1758, 1761), Ecse halom (F.1 – 1758, T.6, T.7), Etse halma (F.1 – 1760, 1767, 1823, T.2), Ecze halom (T.1), Etse Halom (T.3, F.1 – 1794), Etse Halma (F.1 – 1794), Etse=halma (F.1 – 1794), Etse=Halma (F.1 – 1794), Etse halom (F.1 – 1794, 1823, T.4), Ecse halom. (T.5), Ecse domb (MADARASSY 1929 – 1893), Ecse-hlm. (T.8, T.9, T.10, T.11, T.13, T.14, T.15), Ecsehalom (T.12).

Egykori bolygatásról árulkodhat a halomhoz fűződő török kori kincsmonda. A török elől menekülő, Kápolnás faluban élő zsupori ember két cselédjével a halom oldalába ásatott egy nagy gödröt, a ladikkal teli pénzt ide leeresztették, és az irigy gazda a két cselédet is belökte, majd rájuk hányta és elsimította a földet. Azonban átok szállt rá, térdig belesüllyedt ő is a földbe, és soha többet nem tudta kivenni a lábát a halomból. Megbolondult, és míg meg nem halt, így maradt (KIMNACH 1903).

A táji környezet és a régi térképek (T.1–7) alapján feltételezhetjük, hogy az Ecse-halmot egészen a 20. századig elsősorban állattartási (legeltetési, kaszálási) célból hasznosították, szántóföldi művelés nem zajlott a szűkebb területen (6–7. ábra).



6. ábra. Az 1521. évi határjárás 1759-ben készített térképvázlata (F.1)  
Figure 6. Schema of the village borders from the year 1521, made in 1759 (F.1)



7. ábra. Az Ecse-halom és környéke a harmadik katonai felmérésen (T.7)

Figure 7. The Ecse-halom mound and its vicinity on the third military ordnance map of the Habsburg Empire (T.7)

Érdekes kutatástörténeti mozzanat, hogy halmunknál – naplójának tanúsága szerint – 1893-ban maga Herman Ottó is megfordult az itteni – akkor még élő – archaikus pásztorvilág tanulmányozása céljából (FESTETICS 2014). A napló egy esetet is megőrzött: „Az egész úton már csak egyetlen, de tökéletlen ázsiai formájú kunyhóra akadtunk, melyben az ülőkék lókoponyák voltak; ez itt Karcagon a rendes juhászszek, ezen ül a bács, mikor a juhokat feji. Ilyenkor odaszól a bojtárnak: »Hóc ide a lúfejemet, hadd üljek rá!«... Delelés idején egy gulyához értünk. Vasárnap lévén, felesége, lánya kijöttek s folyt a főzés: egy fazékban lebbencs [...] a bográcsban pörkölt készült, a hús igen gyanús kinézésű volt. A tüzelő száraz ganaj... Igen határozottan mondta, hogy étlen-szomjan el nem bocsát; de azután bevallotta, hogy a hús »igen jó, kövér dögből való«, nem is kellett több! de kenyeret enni kellett. – Az ember itt ganajtűzön dögöt főz és ezt lókoponyán ülve költi el!” (MADARASSY 1929).

A morfológiai fejezetben már tárgyalt, az Ecse-halmon átvezető földút – mely tulajdonképpen löszmélyútnak tekinthető – a több száz éven keresztül történő áthaladásnak és az ezzel együtt járó erózióknak köszönheti bevéssződés szerű alakját (TÓTH 2007, BUKOVSZKI és TÓTH 2008). Már a középkorban is használták (6. ábra), ugyanis itt vezet keresztül az a helyi jelentőségű útvonal, mely Kunkápolnást és Nádudvart kötötte össze (F.1, ELEK 2008). A halomtól keletre a vízen való átjutást az Ecse-róna (Ecse rónája) nevezetű átkelő hely biztosította (F.1, T.3). Később – a török kor végi pusztítások után – az út jelentősége megszűnt, azonban a helyiek mind a mai napig használják. Az út keleti folytatása az Ecse-gát, mely a kunkápolnási mocsárrendszer mély fekvésű részén biztosítja az áthaladást.

Az Ecse-halmot már egy 1521. január 21-én kelt határjáró oklevél is említi mint vitatott határpontot. A bizonyáglevél kibocsátója Báthori István nádor, a dokumentum pedig a Karcagújszállás és Asszonyszállás Nádudvartól és Szentágota pusztától való elhatárolásáról szól (BENEDEK és ZÁDORNÉ 1998, MOL DL. 23.506, GYÁRFÁS 1883). A középkor és a kora újkor (török kor) folyamán halmunk déli oldala Asszonyszállás, északi fele Kápolnás falu határához tartozott (ELEK 2008), ma Karcag és Kunmadaras közigazgatási határán áll; a határ vonala a halom csúcsán törik meg.

A halmot a későbbi (17–19. századi) határjárások is rendre megemlítik Kunmadarasnak Nagyivánnal, Nádudvarral és Karcaggal való határvitái kapcsán (F.1).

Érdemes egy 1761-ben kelt, Nagyiván és Kunmadaras (Kunkápolnás) határainak megállapítása kapcsán történt nyomozásból a helyi lakosok néhány beszédesebb tanúvallomását szó szerint is idéznünk, hiszen hangulatukon túl nem csak néprajzi és néprajzi értékük, de tájtörténeti-tájhasznosítási (haszonvételi) vonatkozásaik is meghatározók (a vallomásokat mai átiratban közöljük).

Kun Péter 45 éves karcagi lakos „hallotta [...] mindenkor mind régi öregemberektől, mind pedig azon pusztákon gyakorta forgó pásztoroktól, hogy [...] azon nagy rétséget is napnyugotra és délre, melyet Ecse rétinak is neveznek [...] a madarasiak marhalegeltetéssel, teleléssel, kaszálással és nádvágással is bírták, s élték szabadon mind ezideig, tudja, mivel látta. Ugyan tudja bizonyosan, hogy az Ecse halmán túl napkelet felől lévő határ soha Ivánnak határa nem volt, hanem valamint az Ecse halma, úgy azon említett határ is Kun-Kápolnásnak és Asszonyszállásának mindenkor valóságos választó határa volt, mivel azon üdöre is jól emlékezik, midőn azon határok hanyattak [...], az említett Ecse halmáig a tanúnak jelenlétiben meg is újították” azokat.

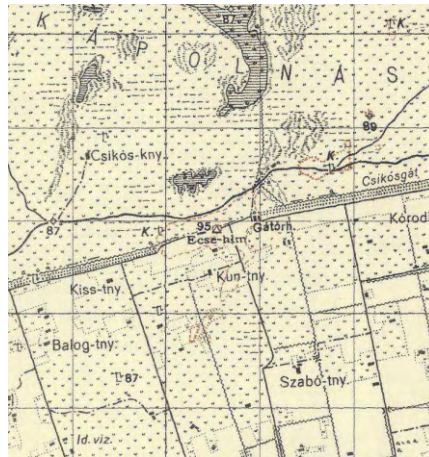
Miskolczy János 61 éves kisújszállási „tanú még a pestis előtt lakott 12 esztendeig Madarason, innen tudja [...], hogy [...] addig az határig dél felől a földet mindenkor a madarasiak mint kunkápolnási földet szántották és marhájokat ottan jártatták s legeltették szabadon minden tilalom nélkül. Arra is jól emlékezik mindazon okból, hogy marhás gazda lévén Madarason laktában majd minden héten meg kellett fordulni az marháinak a kápolnási pusztán [...] nagy szárazság lévén a tanú más madarasi lakosokkal az kutakat elsőbben csinálta s ásta mint kápolnási földön, melyek mai napig megvannak. [...] élték és bírták [...] az egész Ecse rétit, és a tanú [...] s az egész madarasi helység mint maga saját földit kaszálással, midőn ideje volt nádvágással, csíkászattal, marhalegeléssel mind télen, mind nyáron békességessen élte. [...] Az Ecse halmát pedig mindenkor kápolnási és asszonyszállási választó határnak tartotta, s úgy is élte, mivel az marhájának kútja nem messze volt az említett halomtól”.

Szabó Mihály 70 éves karcagi lakos emlékezik „még azon üdöre is, midőn elsőbben megszállották Karcagot, akkoriban gyermek lévén [...] az Ecse rétit mind kaszálással, midőn kaszálhatták, mind télen, mind nyáron marhalegeléssel is élték szabadon a madarasiak azután, hogy Madarast megülték. Az Ecse halmát még azoktól az emberektől hallotta asszonyszállási határnak lenni, és kápolnásinak, akik Asszonyszállásán laktak”. A már fentebb említett Asszonyszállás kun falu a fosztogató krími tatárok gyűjtogatásának áldozata lett, 1683 és 1693 között néptelenedett el végérvényesen; figyelemre méltó, hogy a tanú még ismerte lakosait (ELEK 2008).

Szabó Benedek 75 éves karcagi tanú „még akkoriban szakadott Madarasra, midőn elsőbben Madarast megülték, s ottan kilenc esztendeig lakván, a Rákóczi háborúja előtt jól tudja [...], hogy voltak régi gyepes határok mind a székessen, mind az réten, mind a szántóföldek között, melyek valamint most, úgy akkoriban is választó határoknak tartattak”.

Domokos György 50 éves debreceni lakos „ennek előtte tizenkét esztendővel Madarason lakván, tizenöt esztendeig ott is a kunkápolnási pusztán a madarasiaknak számadó gulyása lévén [...] az Ecse halmát, azon túl az rónája mellett lévő határt kápolnási és asszonyszállási határnak lenni hallotta, s maga is a tanú, ottan hevervén az karcagi gulyással, úgy élte”.

Berki István 48 éves karcagi „tanú nyolc esztendeig Madarason kondás lévén ezelőtt valami tizenhárom esztendővel, tudja, hogy a [...] Kiss Fűves Dombon határnak semminémű jele nem volt, hanem madarasi kondásságában a tanúnak ottan, az nevezett dombon volt az kunyhója két rendben is. Az sertésnyájjal pedig onnan járt széllyel az Ecse rétin mindenütt szabadon egészen ki a Nagy Darvas halmáig mint valóságos kápolnási rétségben. Az Ecse halmát pedig valamint a tanú, úgy más kondások is asszonyszállási és kápolnási pusztá közt lévő halomnak tartotta, s úgy is járt ottan a sertésnyájjal [...] mint határnak széllyiben”.



8. ábra. Az Ecse-halom egy 1943-as katonai topográfiai térképen (T.8)  
 Figure 8. The Ecse-halom mound in an topographical ordnance map, made in 1943 (T.8)

A 18–19. századi kéziratok (T.1, T.2, T.5, T.6) és későbbi nyomtatott térképek (T.7) a halom teljes területén következetesen lefelől ábrázolnak. A 20. század első felében azonban az egyre növekvő földigény miatt a halom déli, karcagi felét felszántották, 1943-ban már ezt a képét láthatjuk (T.8; 8. ábra). A szocialista nagyüzemi gazdálkodás és az ezzel együtt járó nagymérvű tájátalakítás az Ecse-halmot sem kímélte: az 1950-es évek első felében a déli oldalon rizsparcellákat alakítottak ki (F.3, T.10; 9–10. ábra), ennek nyomai a halom déli peremén három vékony, egymással párhuzamosan futó árok formájában ma is felfedezhetők. Az 1960-as évekre a terület már újra legelőként funkcionált (T.11), és ma is gyepterületként használják. A nemzeti park igazgatósága 2006-ban, a tájrehabilitáció során a korábban itt létesített rizsparcellák csatornáit és gátjait megszüntette, a helyreállított területeken pedig gyeptelepítést végzett (DEÁK et al. 2013).



9. ábra. Az Ecse-halomtól északra elterülő szikes mocsárrendszer részlete egy 1955-ös légi fotón a térképész saját kezű feljegyzéseivel (F.3)

Figure 9. The alkaline marshland system in the northern area from the Ecse-halom mound on an aerial photo in year 1955 with manuscript notes of the cartographer (F.3)





10. ábra. Az Ecse-halom déli oldalán elterülő rizsparcellák 1956-ban (T.10)  
 Figure 10. Rice parcels on the southern side of the Ecse-halom mound in 1956 (T.10)

Halmunk 1943-tól a kunmadarasi repülőtérhez tartozó magyar honvédségi, 1956 után szovjet katonai lőtér egyik megfigyelő pontja volt, innen ellenőrizték a bombázások és lögyakorlatok menetét (HADNAGY 2001–2003). A halom csúcsára (északi felére) az 1940-es évek második felében egy 8 m magas, fából készült kilátó tornyot állítottak (F.3), mely az 1970-es években – gyakorlat közben – leégett. Helyén egy hasonló magasságú betontornyot építettek, a halom északi lábánál pedig kis űrbódét emeltek (T.12). Ezek elbontása után 1982-re, immár a halom déli, laposabb oldalán egy közel 12 m magas, tetejében fűthető űrhellyel és telefontalattal ellátott acélvázú tornyot építettek (11. ábra). A „vastornyot”, mely a halom tájképi értékét jelentősen rontotta (TÓTH 1988), a nemzeti park 2005-ben elbontatta, alapjainak betonelemei azonban a halom testébe süllyesztve ma is megvannak. Kivételük és elszállításuk, valamint a járulékos építési törmelék (beton- és vasdarabok) eltakarítása a jövőben feltétlenül megoldandó feladatot jelent (KOVÁCS 2013). A szovjet csapatok kivonása után az 1950-es években létesített (F.3), halmon átvezető telefontalatt-sort is kivették. A hadgyakorlatok következtében a déli oldalon további antropogén bolygatások tapasztalhatók terepjáró és lánctalpas gépjármű-nyomok formájában; a párhuzamos barázdák helyei ma is jól azonosíthatók.



11. ábra. Az Ecse-halom, rajta betonoszlopokkal és az acélvázú katonai őrtoronyral  
 (Tóth A., 1988)

Figure 11. The Ecse-halom atop with concrete columns and the steel military watchtower  
 (photo by A. Tóth, 1988)

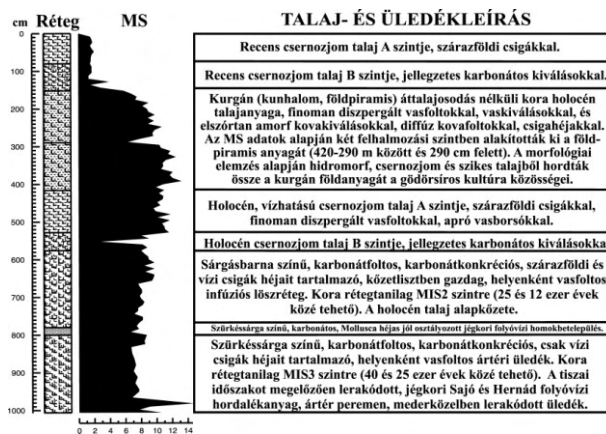
A halom csúcsán háromszögletű betonpont található (IV. rendű vízszintes alappont, száma: 68-4015, állandósításának éve: 1957), ez egyben a közigazgatási határvonal

töréspontja is. Az egyes katonai felmérések rendre feltüntetik a szögelési pont tengerszint feletti mért magassági adatait: 96 m (T.7), 95 m (T.8), 94,8 m (T.9), 94,1 m (T.10), 94,5/93,5 m (T.11), 93,5 m (T.12), 94,7 m (T.13–15).

A halmon és közvetlen környékén ma juhot, szarvasmarhát, disznót és baromfit legeltetnek, a területet a halom felső kb. egyharmada kivételével évente lekaszálják. A legelőt a helyi pásztorok rendszeresen tisztítják, a gyepon végighaladva kaszával levágják a szúrós növényeket és kórókat. Halmunk tágabb környezetében egyéb tájelemek, például tanyák (hodályok, ólak, karámok, gémeskutak stb.), földutak, árkok, csatornák, töltések, gyepek és mélyebb fekvésű mocsarak is megtalálhatók.

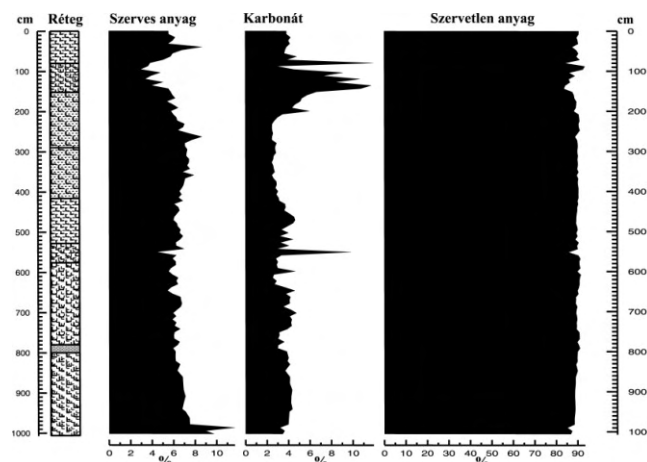
### Az Ecse-halom rétegtani felépítése

A szelvény üledékfaciológiai bélyegei, geoarcheológiai jellemzői és a mágneses szuszceptibilitás adatai nyomán a következő rétegeket, genetikai szinteket és ennek nyomán a következő természetes és antropogén folyamatokat (12–13. ábra) tudtuk lehatárolni (SÜMEGI 2012, BEDE et al. 2014).



12. ábra. Az Ecse-halomba mélyített fúrás rétegsora, a mágneses szuszceptibilitás eredményei, talaj- és üledékgenetikai leírása

Figure 12. Stratigraphic sequence, the results of the magnetic susceptibility analysis and the description of the pedogenesis of the core in the Ecse-halom



13. ábra. Az Ecse-halomba mélyített fúrás rétegsora, valamint a szervesanyag-, karbonát- és szervetlenanyag-tartalom vizsgálatának eredményei

Figure 13. Stratigraphic sequence of the core in the Ecse-halom mound and the results of the study of organic, carbonate and inorganic material content

A paleotalaj B-szintjét (570–530 cm) magas karbonáttartalom és alacsony MS-értékek jellemzik. Az 530–420 cm közötti szakaszon található a paleotalaj A-szintje. A rétegekben

jelenlévő csigafajok héjai sztyepp és erdőssztyepp környezetre utalnak, azonban a makroszkóposan megfigyelhető bélyegek (finoman diszpergált vasfoltok, apró vasborsók, karbonátos kiválások) alapján a paleotalajt réti csernozjom talajtípusba soroltuk (PÁLL 2012, BEDE et al. 2014).

A mágneses szuszceptibilitás értékei szinte teljes mértékben megegyeznek a kora holocén talaj szerves anyagban gazdag A-szintjének anyagával. Ugyanakkor egy jellegzetes elemmozgásra, oldódásra, ennek nyomán huzamosabb ideig nyitott felszínre utaló MS-érték-változást láthatunk 290 cm-nél (12. ábra; SÜMEGI et al. 2015). Ezt alapul véve a kurgánt két fázisban hordhatta fel a késő rézkori–kora bronzkori gödörsíros Jamnaja-közösség (5. ábra). Az első felhordás rétegeit 420 és 290 cm között halmozták fel, majd 290 cm-től a felszínig tartó részt építették meg. A két halomépitési fázis közötti szünet igen rövid, maximum egy-két emberöltőnyi (30–50 év) lehetett, mivel karbonátos szintet nem lehetett kimutatni az alsó kurgánrétegben, azaz a karbonátmozgás nem indult meg és nem vált intenzívvé az alsó kurgánréteg felszínén. Nem zárható ki, hogy a két kurgánépítési fázis két jelentősebb temetkezéshez kötődik, de ezt a kérdéskört csak az egész halom régészeti feltárásával lehetne megválaszolni (amely azonban a terület természeti értékei miatt nem lenne kívánatos).

A kurgán földanyagában sikerült karbonátos, vasas és szikes foltokat is kimutatni és ennek nyomán valószínűsíthetjük, hogy a kurgán három, a területen akár hidroszereszt is alkotható hidromorf, szikes és mezőségi talajtípusból halmozták fel és alakították ki (PÁLL 2012, BEDE et al. 2014). Ennek ellenére a kurgán fő tömegét a mezőségi talaj alkotta és ennek nyomán a kora holocénben a kurgán környezetét döntően ez a talajtípus jelenthette. Az Ecse-halom környezetében ennek nyomán bár a szikes és hidromorf talajok is előfordultak, de a mezőségi talaj jelentkezett legnagyobb arányban. A halom környékén megfigyelhető, több mint 100 méteres sugarú horpa valószínűleg a talajösszehordást követően alakulhatott ki (SÜMEGI 2012).

A halomfelszín legnagyobb részét egy, az utolsó 4000 évben kifejlődött feketésbarna színű csernozjom borítja, amely a kurgán földanyagának áttalajosodott változata, de az antropogén felszín kiemelkedése következtében az eredeti kora holocén talajhoz képest stabilan szárazabb, sztyeppeli környezetben fejlődött ki. A szervesanyag- és karbonáttartalomban csak a kurgán felszínén jelentkezett jelentős változás, a kurgán szigetszerűen kiemelkedő felszínén kialakult csernozjom talaj A-szintjében jelentős szervesanyag-tartalom, míg a B-szintben jól fejlett karbonátban gazdag horizont fejlődött ki (13. ábra). Mindkét horizont kifejlődése egy intenzív mezőségi talajképződést jelez a kurgán kialakítását követően (SÜMEGI 2012, BEDE et al. 2014).

### **Az Ecse-halom botanikai jellemzői**

Az Ecse-halomról eddig mintegy 100 hajtásos növényfaj jelenlétét sikerült kimutatnunk. Az előkerült fajok közül megemlítendő a kecskebúza (*Aegilops cylindrica*), a taréjos búzafű (*Agropyron cristatum*), a cingár gombafű (*Androsace elongata*), a seprűparéj (*Bassia sedoides*), a vadvadsáfrány (*Carthamus lanatus*), a pusztai gyújtoványfű (*Linaria biebersteinii*), az üstökös gyöngyike (*Muscari comosum*), a villás boglárka (*Ranunculus pedatus*), a ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*) és a lila ökörfarkkóró (*Verbascum phoeniceum*).

A kurgán a környező mocsaras, szikes tájból kiemelkedik (2., 10. ábra), ezzel összefüggésben áll, hogy felszínének jelentős részét a lőszpusztagyep (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae*) társulás és annak származékai borítják. Az Ecse-halom északi felén viszonylag jobb állapotú lőszgyep-állományok is találhatóak. A lőszfalak száraz növényzetére jellemző taréjos búzafű mindössze néhány kis foltot alkot, a csúcs mellett és az északi oldalon. A halom déli felét másodlagos, jellegtelen szárazgyep fedi, de már ebben a gyepben is előfordul néhány a lőszgyepek jellegzetesebb fajai közül. A csúcsponttól közvetlenül délre található meredek, déli kitettséggű oldalt igen száraz ruderalis növényzet borítja, amely



aránylag éles vonalban válik el a többi vegetációs egységtől. E foltban a kecskebúza vált a domináns fűfajjává. A halmot nyugat–keleti irányban átszelő földúton a kitaposott, kopár nyomsvökvakat száraz taposott gyomtársulás szegélyezi. Fás szárú növényfajok csak nyomokban vannak jelen a területen, mindössze egyetlen kis gyepűrózsa-csemetét találtunk.

### Megvitatás

Az Ecse-halom már messziről, nagyobb távolságból is felismerhető, jelentősen kiemelkedő antropogén eleme a síksági tájnak; megjelenésével, karakterével dominálja környezetét (KOVÁCS 2013). Nem véletlen, hogy alapvető tájékozódási és meghatározó stratégiai pont, nevét az itt élők ma is széles körben ismerik és funkcionálisan használják.

Mivel az Ecse-halom a régebbi korokban is településhatáron állt, így szerencsés helyzetben vagyunk, mert rendelkezésre állnak a középkori (GYÁRFÁS 1883) és kora újkori (F.1–2, GYÖRFFY 1925–1926) határjáró oklevelek dokumentumai, melyek igen értékes mozzanatokot őriztek meg nem csak a halomról mint határpontról, de a táji környezetről és annak használatáról is. Írásunkkal egyben fel kívánjuk hívni a figyelmet a levéltári források – elsősorban a középkori–kora újkori határjáró oklevelek és az újkori uradalmi térképek – fontosságára és jelentőségére, melyek részletes feldolgozása rendkívül gazdag és komplex tájtörténeti anyagot biztosíthat számunkra (BEDE 2008).

A kurgánt eredetileg két felhordási szint alkotja, a recens, felszínét borító mezőségi talaj kifejlődésében nagy szerepet játszhatott a kiemelt geomorfológiai helyzet, a relatív száraz térszín és az utolsó 4000 év során jelentkező éghajlati feltételek (SÜMEGI 2012, BEDE et al. 2014).

A halmok (kurgánok) – a szántásnak ellenálló meredek oldalaik miatt – az alföldi löszszieppi fajok természetvédelmi-florisztikai szempontból gyakran igen fontos fennmaradási pontjait jelentik (BARCZI et al. 2009, HORVÁTH et al. 2011, JOÓ 2004, VONA és PENKSZA 2004, CSATHÓ et al. 2015, DEÁK et al. 2015).

Az Ecse-halom növényzete kifejezetten fajgazdagnak tekinthető (JOÓ 2004, CSATHÓ et al. 2015, DEÁK et al. 2015). A faji összetétel szempontjából ugyan nem tartozik az Alföld legértékesebb flórájú halmi közé, de regionálisan mindenképpen jelentős természeti értéket képvisel, különösen a löszgyepekre jellemző növényfajok jelenléte miatt. A kurgán vegetációja, részben a kezelés – a rendszeres, de nem túlzott mértékű legeltetés és a kaszálás – miatt alapvetően jó állapotban van. Ez különösen helytálló, ha figyelembe vesszük, hogy országos viszonylatban is ritka, hogy egy halom teljes felszíne (sőt még a környezete is) mentes legyen a szántóföldi műveléstől, és hogy ruderalis gyomnövényzet csak ilyen, viszonylag alacsony arányban legyen jelen.

Több az Ecse-halom tágabb környezetében is ritka löszszieppi növényfaj együttes jelenléte is arra enged következtetni, hogy a kurgán felszínének legalább egy része igen régóta folyamatosan mentes volt bármely, a vegetációt teljesen elpusztító beavatkozásoktól (például beszántás, teljes kitaposás).

### Köszönetnyilvánítás

Itt szeretnénk megköszönni Szilágyi Gábornak és a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságnak, hogy lehetőséget biztosítottak az Ecse-halom komplex környezetföldtani és régészeti geológiai kutatásához, továbbá Hoffmann Károlynak, Kapocsi Istvánnak, Monori Györgynek és Újfalusi Sándornak a hasznos információkért, Tóth Albertnek és Tóth Csaba Albertnek a 11. ábra közzétételéért, Csöngé Attilának a kutatásban nyújtott segítségért, Saláta Dénesnek és Barcsi Attilának hasznos lektori tanácsaikért, Fogas Ottónak és Szarka Józsefnek pedig az elvi és gyakorlati támogatásért mondunk köszönetet. Külön köszönet illeti továbbá Kerekes Sándor helyi gazdálkodót és Kovács Gábor nyugalmazott természetvédelmi őrt az értékes tájtörténeti adatok önzetlen megosztásáért.

## Irodalom

- ANTAL Á. 1974: A Szolnok Megyei Levéltár kéziratos térképeinek katalógusa 1867-ig. Levéltári füzetek 1. Szolnok Megyei Levéltár, Szolnok. p. 212.
- BARCZI, A., PENKSZA, K., JOÓ, K. 2011: Soil-plant associations on kurgans of the Great Hungarian Plain. *Agrokémia és Talajtan* 60: 293–304.
- BARCZI A., SÜMEGI P., JOÓ K. 2004: Adatok a Hortobágy paleoökológiai rekonstrukciójához a Csípő-halom talajtani és malakológiai vizsgálata alapján. In: Tóth A. (szerk.): A kunhalmokról – más szemmel. Alföldkutatásért Alapítvány, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága, Kisújszállás–Debrecen. pp. 13–26.
- BARCZI, A., M. TÓTH, T., CSANÁDI, A., SÜMEGI, P., CZINKOTA, I. 2006: Reconstruction of the paleo-environment and soil evolution of the Csípő-halom kurgan, Hungary. *Quaternary International* 155–156: 49–59.
- BARCZI A., TÓTH Cs., TÓTH A., PETŐ Á. 2009: A Bán-halom komplex tájökölógiai és paleotalajtani felmérése. *Tájökölógiai Lapok* 7(1): 191–208.
- BASKI I. 2007: Csagircsa. Török és magyar névtani tanulmányok. 1981–2006. Kunszövetség, Karcag. p. 320.
- BEDE Á. 2008: Szentesi halmai. – Mounds of Szentes. Szentesi Műhely Füzetek 10. Csongrád Megyei Levéltár Szentesi Levéltára, Szentes. p. 110.
- BEDE Á., CSATHÓ A. I., CZUKOR P., PÁLL D. G., SZILÁGYI G., SÜMEGI P. 2014: A hortobágyi Ecse-halom geomorfológiai, tájtörténeti, botanikai, szedimentológiai és mikromorfológiai vizsgálatának előzetes eredményei. In: Sümegi P. (szerk.): Környezetföldtani és környezettörténeti kutatások a dunai Alföldön. *GeoLitera*, SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, Szeged. pp. 29–41.
- BENEDEK Gy., ZÁDORNÉ ZSOLDOS M. 1998: Jász-Nagykun-Szolnok megyei oklevelek. 1075–1526. Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Levéltár közleményei 3. Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Levéltár, Szolnok. p. 317.
- BORSODI L. 1933: Vetésiludak Borzas-pusztán. *A Természet* 29(1–2): 9–12.
- BORSY Z. 1968: Geomorfológiai megfigyelések a Nagykunságban. – Geomorphological observations in the Nagykunság region. *Földrajzi Közlemények* 16: 129–151.
- BUKOVSKY, J., TÓTH, Cs. 2008: Changes in the state of Cumanian mounds lying in the vicinity of Karcag from the end of the 18th century till today. *Acta Geographica ac Geologica et Meteorologica Debrecina (Geology, Geomorphology, Physical Geography Series)* 3: 145–153.
- CHARTA ANTIQUAE 2011: Charta Antiquae. A Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Levéltár kéziratos térképei. – The handwritten maps of the Jász-Nagykun-Szolnok County Archive. Összeállította: Cseh G. DVD-ROM. Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Levéltár, Szolnok.
- CSATHÓ A. I., BEDE Á., SUDNIK-WÓJCIKOWSKA, B., MOYSIYENKO, I. I., DEMBICZ, I., SALLAINÉ KAPOCSI J. 2015: A szagtalan rezeda (*Reseda inodora* Rchb.) előfordulása a Tiszántúlon. – *Reseda inodora* Rchb. in the Tiszántúl region (East Hungary). *Kitaibelia* 20: 48–54.
- DANI J., HORVÁTH T. 2012: Óskori kurgánok a magyar Alföldön. A Gödörsíros (Jamnaja) entitás magyarországi kutatása az elmúlt 30 év során. Áttekintés és revízió. *Archaeolingua Alapítvány*, Budapest. p. 215.
- DEÁK B., VALKÓ O., KAPOCSI I. 2013: Általános és természetvédelmi célú gyeptelepítési módszerek technológiai kivitelezése és költségei. In: Török P. (szerk.): Gyeptelepítés elmélete és gyakorlata az ökológiai szemléletű gazdálkodásban. *Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet Közhasznú Nonprofit Kft.*, Budapest. pp. 49–62.
- DEÁK B., TÖRÖK P., TÓTHMÉRÉS B., VALKÓ O. 2015: A hencidai Mondró-halom, a löszgyep-vegetáció őrzője. – Mondró-halom kurgan (Hencida, East Hungary), a refugium of loess grassland vegetation. *Kitaibelia* 20: 143–149.
- ELEK Gy. 2008: Várostörténet ötvenkét tételben. Karcag város története 1506–1950 között. *Karcagi Nyomda Kft.*, Karcag. p. 199.
- ELSŐ KATONAI FELMÉRÉS 2004: Az első katonai felmérés. A Magyar Királyság teljes területe 965 nagyfelbontású színes tér-képszelvényen. 1782–1785. DVD-ROM. Arcanum Kiadó, Budapest.
- FESTETICS A. 2014: Herman Ottóra emlékezünk. *Madártávlat* 21(1): 8–10.
- GYÁRFÁS I. 1883: A jász-kúnok története III. Szerző tulajdona (magánkiadás), Szolnok. p. 795.
- GYÖRFFY I. 1925–1926: A nagykun városok levéltárai. *Levéltári Közlemények* 3: 192–205., 4: 214–218.
- GYÖRFFY I. 1942: Kunhalmok és telephelyek a karcagi határban. In: Györffy I.: *Magyar nép – magyar föld*. Turul Kiadó, Budapest. pp. 46–49.
- HADNAGY I. J. 2001–2003: Ikarosz fiai a Nagykunságban I–III. rész. *Repüléstudományi Közlemények* 13(2): 7–27., 14(1): 7–34., 15(1) 7–29.
- HARMADIK KATONAI FELMÉRÉS 2007: A Harmadik Katonai Felmérés. 1869–1887. – The Third Military Survey. 1869–1887. DVD-ROM. Arcanum Kiadó, Budapest.

- HORVÁTH A., ILLYÉS E., MOLNÁR Zs., MOLNÁR Cs., CSATHÓ A. I., BARTHA S., KUN A., TÜRKE I. J., BAGI I., BÖLÖNI J. (2011): H5a. Lössgyepek, kötött talajú sztyeprétek. In: Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.): Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót. pp. 174–181.
- JOÓ K. 2004: Adatok a Csípő-halom flórájához és vegetációjához. In: Tóth A. (szerk.): A kunhalmokról – más szemmel. Alföldkutatásért Alapítvány, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága, Kisújszállás–Debrecen. pp. 58–70.
- JOÓ K., BARCZI A., SZÁNTÓ Zs., MOLNÁR M. 2004: A hortobágyi Csípő-halom talajtani vizsgálata. In: Tóth A. (szerk.): A kunhalmokról – más szemmel. Alföldkutatásért Alapítvány, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága, Kisújszállás–Debrecen. pp. 27–43.
- KIMNACH Ö. 1903: Helynevekhez fűződő mondák Karczag vidékén. *Ethnographia* 14: 58–60.
- KOVÁCS M. 2013: Az Ecse-halom komplex földrajzi vizsgálata és bemutatása. *Természet Világa* 144: LXXIX–LXXXII.
- MADARASSY L. 1929: A pásztorélet tudományos fölfedezése. Emlékezés Herman Ottóra. *Kócsag* 2: 113–118.
- MAGYARORSZÁG TOPOGRÁFIAI TÉRKÉPE 2008: Magyarország topográfiai térképe a második világháború időszakából. – Topographic maps of Hungary in the period of the WWII. DVD-ROM. Arcanum, Budapest.
- MÁSODIK KATONAI FELMÉRÉS 2005: A második katonai felmérés. 1819–1869. A Magyar Királyság és a Temesi Bánság nagy-felbontású, színes térképei. – The second military surveying. Colour map sections of Kingdom of Hungary and Temes. 1819–1869. DVD-ROM. Arcanum Kiadó, Budapest.
- MOL DL.: Magyar Országos Levéltár, Diplomatai Levéltár (Mohács előtti gyűjtemény), Budapest.
- MOL TÉRKÉPTÁRA II. 2006: A Magyar Országos Levéltár térképtára II. Helytartótanácsi térképek (1735–1875). DVD-ROM. Magyar Országos Levéltár, Arcanum Kiadó, Budapest.
- PÁLL D. G. 2012: Lössös alapkőzetű, eltérő genetikájú fosszilis talajok mikromorfológiai meghatározása és értékelése a Kárpát-medencében. – Micromorphological analysis of selected paleosol samples of variable genetics on loess bedrock in the Carpathian Basin. Doktori értekezés. Szegedi Tudományegyetem, Földtudományok Doktori Iskola, Szeged. p. 138.
- PESTY F. 1978: Kéziratok helynévtárából I. Jászkunság. Közzéteszi: BOGNÁR A. Katona József Megyei Könyvtár, Verseghy Ferenc Megyei Könyvtár, Kecskemét–Szolnok. p. 406.
- PETŐ, Á., BARCZI, A. (eds.) 2011: Kurgan Studies. An environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone. *British Archaeological Reports, International Series* 2238. Archaeopress, Oxford. p. 350.
- SÜMEGYI J. 1944: Tiszántúl. Magyar tájak földtani leírása 6. Magyar Királyi Földtani Intézet, Budapest. 208 p.
- SÜMEGYI J. 1955: Újabb földtani adatok a Tiszántúl északi részéről. (A pleisztocén térképező csoport részjelentéseinek figyelembevételével). – Nouvelles contributions à la géologie de la partie septentrionale du Tiszántúl (territoire au-delà de la Tisza). (En tant que compte des résultats du groupe des levés pléistocènes). *A Magyar Állami Földtani Intézet Évi Jelentése az 1953. évről*: 405–415.
- SÜMEGI P. 2003: A régészeti geológia és a történeti ökológia alapjai. JATEPress, Szeged. p. 223.
- SÜMEGI P. 2012: Jelentés Hortobágy-Ecse-halom üledékföldtani vizsgálatának eredményeiről. Kézirat, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság Adattára, Debrecen. p. 54.
- SÜMEGI, P., SZILÁGYI, G., GULYÁS, S., JAKAB, G., MOLNÁR, A. 2013: The late quaternary paleoecology and environmental history of Hortobágy, a unique mosaic alkaline steppe from the heart of the Carpathian basin. In: MORALES PRIETO, M. B., TRABA DIAZ, J. (eds.): *Steppe ecosystems. Biological diversity, management and restoration*. Nova Science Publishers, New York. pp. 165–193.
- SÜMEGI P., BEDE Á., SZILÁGYI G. 2015: Régészeti geológiai, geoarcheológiai és környezettörténeti elemzések régészeti lelőhelyeken – a földtudományok és a régészet kapcsolata. – Analyses of archeological geology, geoarcheology and environmental history on the archeological sites – contact between earth sciences and archeology. *Archeometriai Műhely* 12: 135–149.
- SZILÁGYI, G., SÜMEGI, P., MOLNÁR, D., SÁVAI, Sz. 2013: Mollusc-based paleoecological investigations of the Late Copper – Early Bronze Age earth mounds (kurgans) on the Great Hungarian Plain. *Central European Journal of Geosciences* 5: 465–479.
- TÓTH A. 1988: Szolnok megye tiszántúli területének kunhalmjai. – Die Kurgane des Komitats Szolnok im Gebiet Links der Theiss. *Zounek* 3: 349–410.
- TÓTH Cs. 2007: Jász-Nagykun-Szolnok megye kunhalmainak állapotfelmérése. *Jászkunság* 50(1–2): 42–59.
- VONA M., PENKSZA K. 2004: A szentesi Kántor-halom vegetációjának változása és ennek összefüggése a talaj vízháztartásával. – Change of the vegetation on the Kántor kurgan and its relation with the soil water regime. *Tájékológiai Lapok* 2: 341–348.

**Levéltári források**

- F.1: Kunmadaras község iratai. V. 626. fond, 119. csomó (Határlevelek, 1737–1825).  
F.2: Karcag város iratai. V. 101. fond, 155–156. kötet (Történeti okmányok, 17–19. század).  
F.3: Légi fotók. 1951, 1955, 1961, 1962. L-34-18-D-b. Hadtörténeti Térképtár, Földmérési és Távérzékelési Intézet.

**Térképek**

- T.1: Első katonai felmérés. 1:28.800. C. XXII. S. XX. 1783. Hadtörténeti Térképtár (kiadva: ELSŐ KATONAI FELMÉRÉS 2004).  
T.2: „GEOMETRICA DELINEATIO / TOTIUS TERRENI / PRIVILEGIATI OPPIDI CUMANICALIS / KARTZAG UJ SZÁLLÁS”. 1:40.000. Kováts György, 1784–1787. Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Levéltár térképtára, T.300. (kiadva: CHARTA ANTIQUAE 2011).  
T.3: Kunmadaras határa (Ecse-rét). Cím nélkül. 1:14.400. 1788. Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Levéltár térképtára, T.95. (kiadva: CHARTA ANTIQUAE 2011).  
T.4: A Berettyó és a Nagy-Sárrét lecsapolási terve. Cím nélkül. 1:86.400. Laurentius Gasner, 1794. Magyar Országos Levéltár, S 12. XI. 132. (kiadva: MOL TÉRKÉPTÁRA II. 2006).  
T.5: „A’ / Nagy Kun Karczagi / Határ / Átnézeti Térképe”. 1:28.800. 1859. Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Levéltár térképtára, T.166. (kiadva CHARTA ANTIQUAE 2011).  
T.6: Második katonai felmérés. 1:28.800. S. 50. C. XL. 1861. Hadtörténeti Térképtár (kiadva: MÁSODIK KATONAI FELMÉRÉS 2005).  
T.7: Harmadik katonai felmérés. 1:25.000. 5066/1. 1883. Hadtörténeti Térképtár (kiadva: HARMADIK KATONAI FELMÉRÉS 2007).  
T.8: Katonai felmérés. 1:50.000. 5066 NY. 1943. Hadtörténeti Térképtár (kiadva: MAGYARORSZÁG TOPOGRÁFIAI TÉRKÉPE 2008).  
T.9: Katonai felmérés. 1:25.000. L-34-18-D-b. 1952. Hadtörténeti Térképtár.  
T.10: Katonai felmérés. 1:25.000. L-34-18-D-b. 1956. Hadtörténeti Térképtár.  
T.11: Katonai felmérés. 1:10.000. 409-424. 1966–1967. Hadtörténeti Térképtár.  
T.12: Egységes országos térképrendszer (EOTR). 1:10.000. 68-413. 1977.  
T.13: Katonai felmérés. 1:25.000. L-34-18-D-b. 1980. Hadtörténeti Térképtár.  
T.14: Katonai felmérés. 1:25.000. L-34-18-D-b. 1991. Hadtörténeti Térképtár.  
T.15: Katonai felmérés. 1:50.000. L-34-18-D. 2003. Hadtörténeti Térképtár.

THE LANDSCAPE HISTORICAL STUDY OF THE ECSE-HALOM KURGAN IN HORTOBÁGY  
(HUNGARY)

Á. BEDE<sup>1</sup>, A. I. CSATHÓ<sup>2</sup>, P. CZUKOR<sup>1</sup>, P. SÜMEGI<sup>3,4</sup>

<sup>1,3</sup>Móra Ferenc Museum, H-6720 Szeged, Roosevelt tér 1–3., e-mail: bedeadam@gmail.com

<sup>2</sup>MTA, Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, H-2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.

<sup>3</sup>University of Szeged, Faculty of Natural Sciences and Informatics, Department of Geology and Paleontology,  
H- 6722 Szeged, Egyetem utca 2–6.

<sup>4</sup>MTA, Research Centre for the Humanities, Institute of Archaeology,  
Budapest, Hungary, H-1014 Budapest, Úri utca 49.

**Keywords:** Hortobágy, kurgan, geomorphology, landscape history, archaeological stratigraphy, loess vegetation

The mound (kurgan) called ‘Ecse-halom’ in Hortobágy is surrounded primarily with alkaline meadows and marshes. The kurgan, built in the Late Copper Age/Early Bronze Age by eastern nomadic peoples (Yamnaya culture), comprises two construction layers. It stands on the border between two modern settlements, Karcag and Kunmadaras, along which runs a road of medieval origin, cutting deep into the centre of the body of the mound. It was further distorted during the 20th century, as its southern half was ploughed and used as a rice field, and in the end a military observation tower was built on top of it. Despite all this the surface of the mound is in a fairly good condition and provides a home for a regionally significant, species-rich loess steppe grass.

## BESZÁMOLÓ A VI. MAGYAR TÁJÖKOLÓGIAI KONFERENCIÁRÓL (Budapest, 2015. május 21-23.)

Gyulai Ferenc  
Szent István Egyetem Gödöllő  
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar  
Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet  
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

A 2012. évi, Nyugat-magyarországi Egyetem által rendezett soproni V. Magyar Tájökológiai Konferencia a “Tájtudomány – Tájtervezés” témakörében mélyült el. A soron következő VI. konferenciát az ELTE Természetudományi Kara Környezet- és Tájföldrajzi Tanszéke rendezte meg Budapesten “Tájhasználat és tájvédelem – kihívások és lehetőségek” címmel.

A nagyszabásúnak ígérkező rendezvény támogatói az ELTE, a Földművelésügyi Minisztérium és az Újbudai (XI. Kerület) önkormányzat voltak. A fővédnökséget Magyarország Köztársaság Elnöke vállalta fel. A konferencia célja: *“lehetőséget biztosítani a tájökológiai kutatásokkal foglalkozó szakterületek képviselői számára... a legújabb eredményeik bemutatására. Az elméleti témakörökkel foglalkozó előadásokon túl a konferencia súlyt kíván helyezni az antropogén hatásokat feltáró vizsgálatokra, a táj kutatással kapcsolatos gyakorlati tevékenységeket folytató szakemberek tapasztalatainak bemutatására és a gyakorlati tájvédelemmel kapcsolatos problémák megismertetésére”*.

A közel egy évet igénybevevő szervezési munka eredményeképpen a konferencia tudományos szervezőbizottsága Szabó Mária egyetemi tanár vezetésével a tervezett előadásokat az előzetesen bekért összefoglalók alapján szekciókba osztotta.

A konferenciának az Eötvös Loránd Tudományegyetem látványos épületegyüttesének északi épülete adott otthont. A plenáris ülés és a szekcióülések az Eötvös Lorándról, Marx Györgyről és Jedlik Ányosról elnevezett termekben voltak. A posztereknek a termek előtti, illetve az azokhoz közeli folyosókon biztosítottak helyet.

A konferencia témakörei a tájökológia szinte valamennyi területére kiterjedtek:

- Elméleti táj kutatás, tájmetria
- Tájváltozás, tájhasználat-változás, kultúrtájak
- Tájépítészet, tájtervezés
- Táj értékek, táj- és természetvédelem, tájrehabilitáció
- Táj- és biodiverzitás, hagyományos ökológiai tudás
- Tájökológiai, tájföldrajzi kutatások a földtudományokban
- Ökoturizmus és táji fenntarthatóság

A konferencia megnyitását követően – a hagyományoknak megfelelően – az első nap délelőttjén plenáris előadóülésre került sor, amelyen többek között olyan régi/új táj kutatási irányokkal és új fogalmakkal ismerkedhettünk meg, mint a tájpercepció diverzitása, a táj karakter jelentősége, a tájtípusok értelmezése és térképezésének lehetőségei. Ezt követően a délután folyamán és a második nap egészében az előadók a fenti témaköröknek megfelelően párhuzamos szekciókban ismertették szerteágazó kutatási eredményeiket. Kitűnő előadások hangzottak el egy-egy terület tájváltozásáról és tájhasználatáról, a tájmetriai adatsorok elemzéséről, a távérzékelés és térinformatikai legújabb eredményeinek alkalmazásáról, az emberi hatás alá került határon belüli és túli területek múltjáról, jelenéről és várható jövőjéről, olykor kitérve a klímaváltozás hatásaira is. Az érdeklődést mi sem bizonyítja jobban, mint az előadásokat követő élénk vita és a nagyszámú hozzászólás. A szekcióülések végeztével

Műhelybeszélgetés következett a tájtudomány oktatásáról. A konferencia harmadik napján a résztvevők szakmai tanulmányúton vehettek részt.

A nagyszámú előadás igen feszes menetrendet követelt meg. Még a jól megérdemelt, egyébként igen finom és változatos ebédek is a helyszínen voltak. Az első napon vacsorával egybekötött fogadásra is sor került. Sajnos a konferencia harmadik napjára tervezett kirándulások résztvevőinek száma a tartósan esős időjárás miatt nagyon visszaesett.

Az igen népes előadók és érdeklődők között a szakma minden rétege: kutatók, oktatók, hallgatók, gyakorlati szakemberek egyaránt képviseltette magát. A Tájökológiai Lapok pedig vállalta, hogy előzetes válogatás után a legjobbnak minősített előadások kéziratait megjelenteti.



## ÚJ ROVATUNK: BEMUTATJUK TÁRS-FOLYÓIRATAINKAT

Tisztelt Olvasónk!

Mint a Tájökológiai Lapok hasábjairól bizonyára kiderült, szerkesztőségünk igyekszik minden olyan eredménynek, tudományos kutatásnak megjelenési lehetőséget adni, amelynek valamiféle kapcsolódása van a tájökológiával. Hisszük és valljuk, hogy a multidiszciplináris, tudományterületek határain mozgó, vagy akár a más tudományterületekhez kapcsolódó eredmények bemutatása egyrészt színesíti folyóiratunk képét, másrészt a konklúziók alátámaszthatják, kiegészíthetik a tájökológiai kutatásokat, segíthetnek az eredmények gyakorlati alkalmazásában vagy éppen az összefüggések megértésében.

A Tájökológiai Lapokon kívül is sok olyan tudományos folyóiratot ismerünk, amely hasonló szellemiséget követve nem zárkózik el más tudományterületek eredményeinek közlésétől. Új rovatunkban ezekből a társ-folyóiratainkból fogunk bemutatni, Olvasóink figyelmébe ajánlani egy csokorra valót, elsőként az *Economica* folyóiratot szeretnénk bemutatni.

Az *Economica* a Szolnoki Főiskola gondozásában és kiadásában negyedévenként megjelenő tudományos folyóirat. A Szolnoki Főiskola képzési területeinek, szakjainak megfelelően elsősorban gazdaságtudományi, gazdaságmatematikai és elemzési, gazdaságinformatikai, a gazdasághoz kapcsolódó társadalomtudományi, regionális tudományi, műszaki, agrár- és más természettudományi témákkal foglalkozó publikációkat jelentet meg hasábjain. A magyar nyelvű közlemények mellett fogadnak angol, orosz és német nyelvű publikációkat is.

A szerkesztés során a tudományosság és a minőség elvét, és a lap fő profiljának megfelelően az MTA Gazdaságtudományi Minősítő Bizottságának a folyóiratokra vonatkozó követelményeit érvényesítik.

Az *Economica* szerkesztősége fő törekvéseinek egyike az, hogy a felsőoktatási társintézmények, más kutatóhelyek munkatársainak közreműködésével időközönként kitekintsen Magyarország, Európa egy-egy térségének gazdasági, társadalmi, környezeti problémáira, illetve regionális, világgazdasági összefüggéseire is. A folyóiratban működtetett Vendégfejezet is e küldetést hivatott szolgálni.

A közlés nem jelenti azt, hogy a közlemény minden gondolatával egyetért a szerkesztőség, éppen ezért a fentieknek megfelelően tudományos igényességű vitaanyagoknak, válaszoknak is helyt ad, elősegítve ezzel a tudományos polémia újbóli felszínre kerülését.

A megjelenő folyóiratszámából a szerzők tiszteletpéldányt kapnak, és közleményük a szerkesztőség gondozásában felkerül – a főiskola honlapján keresztül – a világhálóra is.

Kedvcsinálóként néhány olyan, a közelmúltban megjelent közleményre szeretnénk felhívni a figyelmet, amely a Tájökológiai Lapok olvasóinak érdeklődésére is számot tarthat:

Lengyel Attila

Magyarország egészségturisztikai desztinációként való márkázása: aszinkronitási problémák

Csege Gyula:

A büntető törvénykönyv és a természetvédelem kapcsolata

Szűcs Kinga:

A teológiai gondolkodás lehetőségei egy ökológiai szemléletű táplálkozás etikájában

Bujdos Ágnes:

A vízszennyezés nemzetközi jogi szabályozása

Gombás Ádám - Sárközi Edit - Kardos Levente - Angyal Zsuzsanna:

Három budapesti kisvízfolyás kémiai vízminőségének vizsgálata a területhasználat tükrében

Prokos Hedvig:

Gondolatok az Environmental Flow-ról – a Dráva vonatkozásában

Yulia Miroshnikova:

International agreements in the area of tourism

Dancsokné Fóris Edina:

A táj megjelenítésének vizsgálata a hazai vidékfejlesztési dokumentumokban

Jurecska Laura:

Hazai természetű gyógynövények és gyümölcsök felhasználása funkcionális élelmiszerek előállítására

Vathy Veronika:

Méhállomány csökkenésének okai, várható következményei, környezetre gyakorolt hatásai

## ECONOMICA IMPRESSZUM

Felelős szerkesztő:

Dr. Kóródi Márta PhD

főiskolai tanár

Szerkesztőbizottság:

prof. Dr. Hima Gabriella, a Tudományos Tanács elnöke

Dr. Zéman Zoltán, intézeti igazgató, egyetemi docens, SZIE, külső tag

Lengyel Attila, főiskolai tanársegéd, olvasószerkesztő

Szerkesztőségi titkár:

Nagyné Békési Éva

Felelős kiadó:

Dr. Túróczi Imre PhD, főiskolai tanár

a Szolnoki Főiskola rektora

© Szolnoki Főiskola

Szerkesztőség címe:

Szolnoki Főiskola, 5000 Szolnok, Tiszaleti sétány 14.

A folyóirat korábbi számai letölthetők:

<http://tudomany.szolfportal.hu/economica>

## A TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK ELSŐ 13 ÉVE

**BARCZI ATTILA<sup>1</sup>, CENTERI CSABA<sup>1</sup>, CSONTOS PÉTER<sup>2</sup>, MRAVCSIK ZOLTÁN<sup>1</sup>,  
PÓSA PATRÍCIA<sup>1</sup>, MALATINSZKY ÁKOS<sup>1</sup>,**

<sup>1</sup> SZIE MKK Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék,  
e-mail: centeri.csaba@mkk.szie.hu

<sup>2</sup> MTA Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet

A Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézete és Tájökológiai Tanszéke 2003-ban indította útjára a hazai szakirodalomban hiánypótlónak számító Tájökológiai Lapok című szakfolyóirat első számát. A lap minden évben két rendes számmal jelent meg. Az első öt évben 218 szerző tisztelte meg lapunkat publikációjával. Ez a szám azóta folyamatosan bővül.

A lapot a Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet Kht., annak megszűnésével a Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, annak megszűnésével a Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet adja ki. A megjelentetéshez szükséges összeget pályázatokból, támogatásokból, megrendelésekből, saját forrásokból, 2013 óta pedig a Kari Kiválósági Pályázatból fedezzük.

Eddig közel 350 cikk jelent meg lapunkban, melyből 54 angol, 2 német és 1 portugál nyelvű. A rendes cikkeken kívül áttekintő cikkeket, könyvismertetőket, konferencia híradókat jelentettünk meg, széles tudományos paletta számára biztosítottunk publikációs lehetőséget. A lefedett főbb témakörök az alábbiak: agrogeológia, agrometeorológia, biomonitoring, éghajlatváltozás, élőhelyvédelem, gyepgazdálkodás, hidrológia, környezetjog, környezetrekonstrukció, környezetvédelem, ornitológia, ökoturizmus, paleoökológia, paleotalajtan, tájesztétika, tájgazdálkodás, tájhasználat, tájmetria, tájökológia, tájtörténet, tájváltozás, talajerózió, talajművelés, talajtan, talajvédelem, térinformatika, természetvédelem, vegetációtérképezés. A cikkek végén rövid összefoglalók olvashatók többnyire angolul, de német és portugál nyelven is vannak absztraktok. Továbbá az ábra- és táblázatcímek is megjelennek idegen nyelven.

A Tájökológiai Lapok honlapjának legújabb verziója 2006 júliusában készült el (<http://www.tajokologiailapok.szie.hu>), és több, mint havi 100 látogatója van. Itt megtalálható a szerzőknek szóló útmutató és sablon, valamint az eddig megjelent cikkek magyar és idegen nyelvű összefoglalói is. Ezúton szeretnénk megemlékezni Kovács Zoltánról, aki az új honlap készítője volt, és 2013-ban tragikus hirtelenséggel elhunyt.

A Tájökológiai Lapokban megjelentetett cikkeket számos doktori iskola bizottsága fogadja el publikációként a doktori dolgozatot benyújtó hallgatók számára, így a lap a doktorandusz hallgatók számára is kiemelkedő publikációs lehetőség.

A hazai lapok között a MATARKA (MAGyar folyóiratok TARTalomjegyzékeinek Kereshető Adatbázisa, <http://www.matarka.hu>) adatbázisban lehet keresni a Tájökológiai Lapok cikkei között. A legfontosabb változás a lapok nemzetközi referálásában történt. A 2007. évi első számtól kezdve folyamatosan kerülnek fel a SCOPUS (<http://www.scopus.com>) adatbázisába a Tájökológiai Lapokban megjelent cikkek összefoglalói, így lapunk nemzetközileg is referált lett.

Néhány nemzetközi lapban megjelent folyóiratcikk, melyben hivatkozzák a Tájökológiai Lapokban közölt valamelyik cikket:

*Agriculture, Ecosystems and Environment* (IF= 3,203) 162: 45-51,

*Agriculture, Ecosystems and Environment* (IF= 3,203) 199: 67-76,  
*European Planning Studies* (IF= 1,025) 23: (6) 1209-1227,  
*Landscape and Urban Planning* (IF= 2,606) 130: (1) 159-170,  
*Vegetation History and Archaeobotany* (IF= 2,061) 24(1) 101-120.

Lapunk különdíjat alapított azon hallgatók számára, akik a Szent István Egyetem Tudományos Diákköri Konferenciáján tájökológiai témájú dolgozattal jelennek meg. A különdíj egy évi előfizetés.

A lap honlapjára 2014-ben felkerült az addig megjelent összes cikk „pdf” formátumban. Ezek feltöltését a Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszékének doktorandusz hallgatói végezték: Pósa Patrícia, Mravcsik Zoltán, Takács Márton. A teljes cikkeket tartalmazó linkeket a MATARKA is tartalmazza.

### **Köszönetnyilvánítás**

Szeretnénk megköszönni mindazok támogatását és közreműködését, akik a Tájökológiai Lapok első 13 évének sikerességét előmozdították anyagi erőforrásokkal, ötletekkel, kézirateik elküldésével, a kéziratok lektorálásával, és minden további, a lap életével összefüggő munkák végzésével.

Külön köszönet illeti Büki Józsefet, aki az egykori KvVM Természetvédelmi Hivatal könyvtárosaként önzetlenül segítette a lap széleskörű megismertetését.

Az egyik főszerkesztőnk, Dr. Penksza Károly 2014-ben elbúcsúzott a szerkesztőségtől, ezúton is köszönjük a munkáját.

## Tartalom

SZANYI SZABOLCS, KATONA KRISZTIÁN, BERNÁT NIKOLETT, TAMÁSI KITTI, MOLNÁR ATTILA: A nagydobronyi vadvédelmi rezervátum (Kárpátalja, nyugat Ukrajna) gyepeinek flórájáról .....	1
SZEMETHY LÁSZLÓ, KELLER NORBERT, UJHEGYI NIKOLETT, CSÁNYI SÁNDOR, KOVÁCS IMRE, PATKÓ LÁSZLÓ, SCHALLY GERGELY, TÓTH BÁLINT, BIRÓ ZSOLT: Az apróvad, mint az agrár-környezetgazdálkodási programok hatásindikátora – módszertani áttekintés .....	9
FEHÉR ÁDÁM, TÓTH BÁLINT, HELTAI MIKLÓS: Agrár-környezetgazdálkodási programok és különböző művelésű agrárterületek hatása az énekesmadarak fajdiverzitására .....	19
KISS IMRE, ALEXA VASILE: Ecological restoration activities for long-term preservation of the alpine and sub-alpine habitats in the Retezat National Park .....	33
KÓNYA ANIKÓ, HEIL BÁLINT, KOVÁCS GÁBOR: Vörösiszappal szennyezett talaj vizsgálata tenyészedényekben és hasznosítása fásszárú energetikai ültetvényel .....	45
ZAGYVAI GERGELY, BARTHA DÉNES: Nyírségi erdőtömbök és környezetük tájtörténeti vizsgálata .....	59
KISS TÍMEA, ANDRÁSI GÁBOR: Kanyarulatfejlődés sajátosságai és antropogén hatások vizsgálata két drávai kanyarulat példáján .....	73
JAKAB GERGELY, SZABÓ JUDIT, SZALAI ZOLTÁN: Lepeleróziós vizsgálatok eredményei Magyarországon .....	89
BERECZ TIBOR, FEHÉR LUCA, GYOVAI GÁBOR, HÁGA KRISZTIÁN, KAZINCZY ISTVÁN GÁBOR, KISZEL KATA ZSÓFIA, MÉSZÁROS MELINDA MÁRTA, MORVAI EDINA, PÁPAY GERGELY, PETROVSZKI JÁNOS, PROHÁSZKA VIOLA JUDIT, RAFFA BRIGITTA, RUFF SAROLT, SZAKÁCS ÁGNES: A gödöllői helyi jelentőségű platánfasor állapotfelmérése (2014) .....	105
PUSKÁS IRÉN, FARSANG ANDREA, CSÉPE ZOLTÁN, BARTUS MÁTÉ: Városi zöldterületek feltalajainak állapotértékelése és szennyezettség mintázata a funkcionális tagolódás függvényében .....	115
SZALAY PÉTER, SALÁTA DÉNES, BIRÓ MARIANNA: Táj- és élőhelyváltozások vizsgálata retrospektív adatbázisépítés és trajektóriaelemzés módszerével egy kalotaszegi falu, sztána határában .....	133
BAKÓ GÁBOR, FÜLÖP GYÖRK: Fásszárú növekmény detektálása landsat felvételek elemzésével az invazív fafajok kiszűrésének érdekében .....	149
BOLLA BENCE: Intercepciós vizsgálatok homokhátsági erdőállományokban .....	163
BEDE ÁDÁM, CSATHÓ ANDRÁS ISTVÁN, CZUKOR PÉTER, SÜMEGI PÁL: A Hortobágyi ecse-halom tájtörténete ..	169
GYULAI FERENC: Beszámoló a VI. Magyar Tájékológiai Konferenciáról .....	185
Új rovatunk: Bemutatjuk társ-folyóiratainkat .....	187
BARCZI ATTILA, CENTERI CSABA, CSONTOS PÉTER, MRAVCSIK ZOLTÁN, PÓSA PATRÍCIA, MALATINSZKY ÁKOS: A TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK első 13 éve .....	189

## Contents

SZANYI SZABOLCS, KATONA KRISZTIÁN, BERNÁT NIKOLETT, TAMÁSI KITTI, MOLNÁR ATTILA: The flora of the grasslands of the velyka Dobron' Wildlife Reserve (Transcarpathia, west Ukraine).....	1
SZEMETHY LÁSZLÓ, KELLER NORBERT, UJHEGYI NIKOLETT, CSÁNYI SÁNDOR, KOVÁCS IMRE, PATKÓ LÁSZLÓ, SCHALLY GERGELY, TÓTH BÁLINT, BIRÓ ZSOLT: Small game species as bioindicators of the agri-environmental schemes -methodological overview .....	9
FEHÉR ÁDÁM, TÓTH BÁLINT, HELTAI MIKLÓS: Effects of agri-environment schemes and different farming practices on the diversity of farmland birds .....	19
KISS IMRE, ALEXA VASILE: Ecological restoration activities for long-term preservation of the alpine and sub-alpine habitats in the Retezat National Park.....	33
KÓNYA ANIKÓ, HEIL BÁLINT, KOVÁCS GÁBOR: Investigation of soil polluted with red sludge in pot experiment and reclamation with src .....	45
ZAGYVAI GERGELY, BARTHA DÉNES: Landscape history research on notable forests and their surroundings in Nyírség.....	59
KISS TÍMEA, ANDRÁSI GÁBOR: Characteristics of meander development under human impact – a case study on two bends of the Dráva River .....	73
JAKAB GERGELY, SZABÓ JUDIT, SZALAI ZOLTÁN: A review on sheet erosion measurements in Hungary.....	89
BERECZ TIBOR, FEHÉR LUCA, GYOVAI GÁBOR, HÁGA KRISZTIÁN, KAZINCZY ISTVÁN GÁBOR, KISZEL KATA ZSÓFIA, MÉSZÁROS MELINDA MÁRTA, MORVAI EDINA, PÁPAY GERGELY, PETROVSZKI JÁNOS, PROHÁSZKA VIOLA JUDIT, RAFFA BRIGITTA, RUFF SAROLT, SZAKÁCS ÁGNES: A field survey of local value of the protected sycamore tree line of Gödöllő, Hungary (2014).....	105
PUSKÁS IRÉN, FARSANG ANDREA, CSÉPE ZOLTÁN, BARTUS MÁTÉ: Evaluation of soil conditions in urban green areas based on functional zones .....	115
SZALAY PÉTER, SALÁTA DÉNES, BIRÓ MARIANNA: Use of retrospective database building and trajectory analysis for the detection of landscape and habitat changes in stana (Kalotaszeg) .....	133
BAKÓ GÁBOR, FÜLÖP GYÖRK: Investigation of the invasive woody increment using landsat imagery .....	149
BOLLA BENCE: Survey of interception in sandridge woods .....	163
BEDE ÁDÁM, CSATHÓ ANDRÁS ISTVÁN, CZUKOR PÉTER, SÜMEGI PÁL: The landscape historical study of the Ecse-halom kurgan in Hortobágy (Hungary) .....	169

## Útmutató a szerzők részére

A kéziratokat kizárólag elektronikus formában (e-mail) kérjük a szerkesztőségbe elküldeni. A kéziratok 2 lektorhoz kerülnek bírálatra. A kéziratok beérkezésének határideje január 15-e és augusztus 15-e.

A kéziratokat az alábbiak figyelembevételével kérjük elkészíteni:

A kézirat tagolása:

**A CIKK CÍME** (nagybetűvel, vastagítva, középre helyezve, 12-es betűméret)  
üres sor

**SZERZŐ(-K)** Neve (családnév csupa nagybetűvel, keresztnévben csak az első betű nagybetűvel, középre helyezve, 12-es betű), 1 üres sor  
a szerző(-k) munkahelye (az első sorban), postacíme, e-mail cím (a második sorban) (középre helyezve, 10-es betű), 1 üres sor

**Kulcsszavak** (maximum: hét), 1 üres sor

**Összefoglalás** (10-es betűméret), 1 üres sor

Majd folyamatosan (a címetek középre helyezve, vastagítva): **Bevezetés, Anyag és módszer, Eredmények, Megvitatás (vagy Eredmények és Megvitatásuk), Köszönetnyilvánítás, Irodalom.**

A kézirat elkészítéskor kérjük alkalmazzanak 12-es méretű Times New Roman, normál betűtípust és egyes sortávot. Dőlt betűvel csak a latin nevek, vastagon csak a címsorok lehetnek szerkesztve. A szövegekőzi citáláskor és az irodalomjegyzékben a szerzők nevének írásakor kérjük használjanak KISKAPITÁLIS betűtípust.

Szövegtörzs: 12-es betű, TMN, sorkizárt. A címsorok utáni első sor ne legyen behúzva, a második bekezdéstől az első sor legyen behúzva (1 cm).

Az ábrákat és a táblázatokat, a magyar és idegen nyelvű címmel együtt a szövegben kérjük elhelyezni (10-es betűméret, az ábra és a táblázat szó és a számuk dőlt, maga a cím normál)! A címek önmagukban is értelmezhetőek legyenek magyarul és angolul is! Az angol és a magyar tartalom legyen összhangban!

Az idegen nyelvű összefoglalót kérjük az irodalomjegyzék után elhelyezni, ebben szerepeljen a dolgozat idegen nyelvű címe, a szerző (vagy szerzők) neve, a szerző munkahelye és a kulcsszavak (**Keywords**). Az „Abstract” szó nem kell az angol nyelvű absztraktba, a **Keywords** után jön egy üres sor és kezdődik az absztrakt szövege. Nem kell az absztraktba sortörés.

Az **Irodalom** kizárólag a szövegekőzi hivatkozásokat tartalmazza. Az irodalom a szerzők ABC szerinti sorrendje, ezen belül időrendi sorrend szerint állítandó össze. A citálást az alábbi minták szerint kérjük elvégezni:

*Folyóirat:* KIS A., NAGY B. 1993: Cím. Tájékológiai Lapok 80: 100–110. (több szerzős művekben az egyes szerzők neve között csak vesszőt használjanak)

*Szerkesztett kötet:* TALAJ A. 1990: Cím. In: VÍZ B., VAGY C. (szerk.) Cím: Tájékológiai Kiadó, Budapest, pp. 62–75.

*Könyv:* BASTIAN, O., SCHREIBER, K-F. 1994: Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. G. Fischer V., Jena/Stuttgart.

Az ábrák nyomdakész állapotban készítenődök el, szövegbe szúrva (méret max. 12,5 x 19,5 cm). Digitális formátumban jpg, tiff vagy bmp kiterjesztést fogadunk el. nevében szerepeljen az ábra száma. A fotókat is ábraként kérjük folyamatosan, a többi ábrával közösen számozni!

A <http://www.mkk.szie.hu/~centeri/tajoko/minta.doc> címen található mintaoldalon található bővebb információ a szerkesztéssel kapcsolatban.



