
TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK



Kiadja:
Szent István Egyetem
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar

Alapítva: 2003-ban

Gödöllő
2015

TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY

14. ÉVFOLYAM I. SZÁM



VOL. 14, No. 1

Főszerkesztő – Chief editor
Barczy Attila

Szerkesztő – Editor
Centeri Csaba

A szerkesztőség címe – Editorial office
SZIE, MKK, TTI 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)
KERÉNYI A. (DEBRECEN)	DOSTAL, T. (PRAGUE, CZECHIA)	
KERTÉSZ Á. (BUDAPEST)	EVELPIDOU, N. (GREECE)	

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

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.



FÁTLAN VEGETÁCIÓTÍPUSOK AZONOSÍTÁSA LÉGI HIPERSPEKTRÁLIS TÁVÉRZÉKELÉSI MÓDSZERREL

BURAI Péter¹, LÉNÁRT Csaba¹, VALKÓ Orsolya², BEKŐ László¹, SZABÓ Zsuzsanna³,
DEÁK Balázs²

¹ Károly Róbert Főiskola, Távérzékelési és Vidékfejlesztési Kutatóintézet
3200 Gyöngyös Mátrai út 36. email: pburai@karolyrobert.hu, lenart.dr@gmail.com, lbeko@karolyrobert.hu

² MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. email: debalazs@gmail.com, valkoorsi@gmail.com

³ Debreceni Egyetem, Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. email: zs.szabozsuzsa@gmail.com

Kulcsszavak: vegetációtérképezés, Maximum Likelihood Classifier (MLC), Random Forest (RF), Support Vector Machine (SVM), szikes gyepek, szikes mocsár, AISA Eagle II

Összefoglalás: Munkánk során egy szikes táj vegetációtípusainak osztályozását végeztük el, légi hiperspektrális adatok felhasználásával. A munka célja a hiperspektrális adatok alkalmazhatóságának vizsgálata volt a komplex társulásoknál, eltérő képosztályozási módszerek alkalmazásával. Vizsgálatunkban hagyományos osztályozó eljárások (Maximum Likelihood Classifier – MLC, Random Forest – RF és Support Vector Machine – SVM) eredményességét teszteltük 10 és 30 pixeles tanítóterületek felhasználásával. A mozaikolt hiperspektrális felvételen a zajsűrés és az információnyerés céljából MNF transzformációt alkalmaztunk. A légi hiperspektrális felvétel AISA EAGLE II szenzorral készült 1m terepi felbontásban. Társulástani besorolás és felszínborítás alapján összesen 20 vegetációosztályt alakítottunk ki. Az osztályokat további négy főbb élőhelykategóriába soroltuk: sztyeppék, nyílt szikes gyepek, szikes rétek, szikes és nem szikes mocsarak. Az SVM és az RF osztályozó eljárások, a pixelek számától függetlenül, majdnem minden vegetációosztálynál megbízhatóan működtek, nagy osztályozási pontosságot adtak. Az MLC bár nagy mintaszámnál nagy pontosságú osztályozást eredményezett, kis mintaszámnál számos osztály esetében alacsony megbízhatósággal működött. Az eredmények alapján elmondható, hogy a komplex fátlan táji környezetben a vegetáció osztályozásra az SVM megfelelő osztályozó lehet, mivel nagyobb pontosságot nyújt, mint az RF és az MLC. Az SVM bizonyult a legkevésbé érzékenynek a tanító területek méretére, így alkalmas lehet azokban az esetekben, amikor néhány osztálynál az elérhető pixelek száma korlátozottan áll rendelkezésre.

Bevezetés

A hagyományos terepi felmérések mellett napjainkban egyre elterjedtebb módszer az egyes távérzékelési technikák alkalmazása az élőhely- és vegetációtérképezésben (BORRE et al. 2011). A távérzékelés előnye, hogy alkalmazásával nagy kiterjedésű területekről lehet gyorsan, jó tematikai pontosságú adatot szolgáltatni, akár olyan területekről is (mint például az árterek vagy meredek lejtők), amelyek terepi megközelítése nehézségekbe ütközhet (HARRIS et al. 2015, MÜCKE et al. 2013). A céltól és az anyagi lehetőségektől függően számos adatforrás áll rendelkezésre: műhold felvételek, lézerszkennelt adatok, hiperspektrális felvételek és hagyományos légifotók. A légifotók mellett térképezési célokra leggyakrabban a kereskedelemben könnyen hozzáférhető műholdfelvételeket alkalmazzák. Ezek terepi felbontása mára már meghaladja a 0,5 métert, azonban a faj szintű elemzésekhez szükséges spektrális információt csak korlátozott mértékben szolgáltatnak. A légi távérzékelés esetében az alacsonyabb repülési magasságnak és az érzékeny szenzoroknak köszönhetően nagy terepi és radiometriai felbontású felvételek készíthetők nagy területekről is, ezért a hiperspektrális technika számos esetben részletesebb információt szolgáltat a környezet monitorozására (THENKABAIL 2011, ADAM et al. 2010). Az elmúlt évtizedben a hiperspektrális távérzékelés és képelemzés a távérzékelés egyik leggyorsabban fejlődő területévé vált, ahol a nagy terepi felbontás mellett akár több száz spektrális csatornát tartalmazó felvételek készítésére is van lehetőség. Egy-egy felvétel nagy geometria felbontásban (0,5-1 m) akár több száz csatornát

tartalmazó folyamatos spektrumot tartalmaz, szemben a műholdak multispektrális adatainak többnyire 4-8 csatornájával. A felvételek anyagi vagy biofizikai tulajdonságok meghatározására is alkalmasak lehetnek. Ennek köszönhetően a hiperspektrális felvételek jól alkalmazhatóak a domináns vagy szubdomináns faj alapú részletes vegetációosztályozásra (HUANG és ASNER 2009, MIRIK et al. 2013).

A Pannon biogeográfiai régió szikes élőhelyei kiváló lehetőséget nyújtanak a távérzékelt adatok felhasználásában rejlő lehetőségek tesztelésére, mivel nagy térbeli komplexitással bírnak és kis léptéken is számos strukturálisan és spektrálisan is hasonló élőhely fordul elő bennük (DEÁK et al. 2014a, ALEXANDER et al. 2016, BURAI et al. 2015, ZLINSZKY et al. 2014). A szikes élőhelyeket általában már kis léptéken is számos vegetációtípus együttes előfordulása jellemzi, melyben a foltok mérete igen változatos lehet (a pár négyzetmétertől a több hektárig) (DEÁK et al. 2014a, KELEMEN et al. 2013). Az ilyen komplex élőhelyekben a terepi élőhely térképezés esetenként igen bonyolult és időigényes feladat, a foltszám meghaladhatja az akár 500 folt/km²-t is (HÖDÖR I. szóbeli közlése). Szikes élőhelyeken az élőhelyek előfordulásának térbeli mintázatát elsősorban a talaj sótartalma és a vízellátottság határozza meg (TÓTH és KERTÉSZ 1996, DEÁK et al. 2014a, 2015a, VALKÓ et al. 2014). Az egyes élőhely típusokba tartozó növénytársulások sok hasonlóságot mutatnak egymással megjelenésük, biomasszájuk, szerkezetük és környezeti feltételeik tekintetében, ami miatt a távérzékelt adatok osztályozása gyakran kihívást jelent (ALEXANDER et al. 2015). További nehézséget jelenthet még, hogy egyes társulások csak kis foltokban, és egyes esetekben elszórtan vannak jelen a tájban, így a távérzékelt adatok osztályozásához szükséges mennyiségű terepi adat gyűjtése problémás lehet.

Célunk hiperspektrális adatok alkalmazhatóságának tesztelése volt komplex szikes tájban. Teszteltük, hogy az eredeti sávokból származtatott NDVI értékek alapján milyen pontossággal különböztethetőek meg az egyes növényzeti osztályok. Megvizsgáltuk továbbá három széles körben alkalmazott osztályozási eljárás (Maximum Likelihood Classifier – MLC, Random Forest – RF és Support Vector Machine – SVM) hatékonyságát MNF transzformált sávokon, különböző méretű tanítóterületek felhasználásával.

Anyag és módszer

A mintaterület leírása

Mintaterületnek a Hortobágyi Nemzeti Park területén található Pentezug-pusztát (N 47°34' E 21°06') választottuk. A terület éghajlata mérsékelt kontinentális, az átlagos évi középhőmérséklet 9,5 °C, az évi csapadékmennyiség 550 mm. A csapadék évek közötti eloszlására jelentős fluktuációk jellemzőek (LUKÁCS et al. 2015). A 23,49 ha-os területen előfordulnak a térség szikes tájaira jellemző élőhelytípusok: sztyeppék, nyílt szikes gyepek, szikes rétek, szikes- és nem szikes mocsarak (DEÁK et al. 2015b, KELEMEN et al. 2015, MOLNÁR et al. 2008). Az egyes vegetáció osztályokba tartozó növénytársulások leírása a Vegetációosztályok fejezetben található meg.

Légi adatgyűjtés

A hiperspektrális adatfelvételezés AISA EAGLE II szenzorral készült, 128 folyamatos spektrális csatornában (395,71–996,40nm), 4,4-4,8nm közötti spektrális és 1m terepi felbontásban. A navigációs adatokat OxTS 3003 típusú GNSS/INS rendszer gyűjtötte. A felvételezésre jó időjárási körülmények között, 2013. július 7-én, 9:11 és 9:53 között került sor.

Légi adatok feldolgozása

A mintaterületet lefedő 4 hiperspektrális sáv radiometriai és geometriai korrekcióját CaliGeoPro programmal végeztük. A radiometriai korrekcióhoz a kamera kalibrációs adatokat alkalmaztunk. A geometriai korrekciónál a belső tájékozási adatok mellett a GNSS/IMU navigációs adatait és LiDAR adatokból interpolált terepmodellt alkalmaztunk, így a pixel közeli pontosság is elérhető. Az atmoszférikus korrekcióhoz és a sávok mozaikolására ENVI/IDL 5.0 (Exelis, Inc., Boulder, CO, USA) programot alkalmaztunk. A további feldolgozáshoz a mozaikból kivágott 2500×3500m-es adatkockát használtuk (1. ábra).



1. ábra. A mintaterület elhelyezkedése (forrás: Google Earth; 2012 október).
Figure 1. Location of the study site (source: Google Earth; October 2012).

Terepi mintavételezés

Minden, a mintavételi területre jellemző vegetáció-osztályból referencia adatokat gyűjtöttünk a repülést követő egy héten belül. Tekintettel arra, hogy a vizsgált szikes élőhelyek igen mozaikosak (növényborítottság, foltok mérete és elhelyezkedése), a terepi felvételezés előtt egy előzetes terepszemlélt is tartottunk, annak érdekében, hogy optimalizálhassuk a felméréseket. Az előzetes terepi felmérés során feljegyeztük a tipikus vegetáció-osztályokat, megbecsültük az átlagos foltméretüket és a teljes mintaterületből való részesedésüket. A légi felvételezést követő terepi felmérés során a már korábban listázott vegetáció-osztályokból differenciális GPS segítségével összesen 98 homogén foltot mértünk fel. A foltokban felmértük a növényzet összborítását, a domináns (>50%) és szubdomináns (10-50%) fajok listáját és borítását, a vegetáció magasságát és a csupasz talajfelszín borítását. A felmért foltok növényzetét BORHIDI et al. (2012) alapján növénytársulásokba soroltuk.

Vegetációosztályok

Munkánk során kizárólag a fátlan élőhelyek osztályozására koncentráltunk, melyek a mintaterület több mint 99,5 %-át borították. Összesen 17 osztályt különítettünk el társulástani

alapon (BORHIDI et al. 2012). Az emberi tevékenységnek fokozottan kitett területeken illetve a növényzetmentes felszíneken további három osztályt különítettünk el felszínborítás alapján: ISZA – iszapos felszínek, KASZ – közvetlenül a repülés előtt lekaszált gyepek és SZAN – szántóföld). A társulások az alábbi fő élőhely kategóriákba sorolhatóak: sztyeppék, nyílt szikes gyepek, szikes rétek, szikes és nem szikes mocsarak. A vegetáció osztályokat négybetűs rövidítésekkel jelöltük; a vegetációosztályonkénti pixelszámot az alábbiakban a rövidítést követően zárójelben adtuk meg.

Sztyeppék

CYPO (211) – A magasabb térszíneken található csernozjom talajon kialakult löszgyepek tartoznak ebbe az osztályba (TÓTH & HÜSE 2014). Domináns fűfajai a *Cynodon dactylon* és a *Festuca rupicola*, melyek zárt gyepeket alkotnak. Megtalálhatóak bennük a térség löszgyepeire jellemző kétszikű generalista fajai (*Centaurea pannonica*, *Galium verum*, *Hypericum perforatum*), de – valószínűleg egy korábbi túllegeltetés miatt – számos gyomfaj is előfordul bennük, mint az *Eryngium campestre*, *Ononis spinosa* és a *Carduus acanthoides*.

ACFE (141) és ARFE (96) – Cickafarkfüves (ACFE) és ürmös szikes puszták (ARFE). Közepesen sós szolonyec talajokon találhatóak, közös domináns fűfajuk a *Festuca pseudovina* (KELEMEN et al. 2015). Mindkét társulás átlagos növényzeti borítása 80% körüli volt. A cickafarkfüves gyepek fajösszetételükben átmenetet mutatnak a löszgyepek felé közös fajaik az *Achillea collina*, *Centaurea pannonica* és *Plantago lanceolata*, ugyanakkor számos sőtűró fajt is feljegyeztünk (*Podospermum canum* és *Inula britannica*). Az ürmös gyepek szubdomináns faja az *Artemisia santonica*, sőtűró fajai a *Bupleurum tenuissimum*, *Aster tripolium* és *Podospermum canum* voltak.

Nyílt szikes gyepek

CAMA (118), PHPA (142), ARTE (64) – Vakszik (CAMA) és szikérnövényzet (PHPA). Mindhárom osztályra jellemző a nyílt talajfelszínek nagy aránya; a bárányparéjos osztály a különösen magas sótartalmú talajon alakult ki (ZLINSZKY et al. 2015). Mindhárom osztály igen fajszegény, a bárányparéjos domináns faja a *Camphorosma annua*, a szikér osztályban a *Pholiurus pannonicus* mellett még a *Plantago tenuiflora* volt a jellemző. Egyes helyeken a szikér állományok kilúgzása következtében az *Artemisia santonica* és a *Festuca pseudovina* borítása növekedett, ezeket az állományokat a kilúgzott szikes (ARTE) osztályba soroltuk be.

Szikes rétek

AGAL (531), AGBE (552), AGEL (402), GYOM (82) – Ecsetpázsitos, hernyópázsitos és tarackbúzás szikes rétek. Jellemzően hosszú fűvű társulások, melyekben a társulások névadó fajai dominálnak (*Agrostis stolonifera*, *Alopecurus pratensis*, *Beckmannia eruciformis* és *Elymus repens*, DEÁK & TÓTHMÉRÉSZ 2006, DEÁK et al. 2014b). A növényzet összborítása 65 és 90% között volt. Az ecsetpázsitos és tarackbúzás állományok a szárazabb termőhelyeken, a hernyópázsitos állományok a mélyebben fekvő, jobb vízellátottságú területeken voltak jelen. Az erősen gyomosodó (elsősorban *Cirsium arvense* által jellemzett) ecsetpázsitos és tarackbúzás állományokat a gyomos rét (GYOM) osztályba soroltuk.

CARE (253) – *Carex riparia* és *C. melanostachya* által alkotott fajszegény magassásosok. Állományaikat nagy növényzeti borítás jellemzi.

Szikes és nem szikes mocsarak

GLYM (229), TYPA (63), BOLB (179), SCHO (121), PHRA (297), TYSA (65) – A szikes és nem szikes mocsarak csoportjába számos egymástól jelentősen különböző megjelenésű társulás tartozik (DEÁK et al. 2015b). Általánosan jellemző rájuk, hogy a terület legmélyebb pontján található jó vízellátottságú területeken helyezkednek el, a domináns fajaik magas növésű higrofita egyszikűek és a növényzet összborítása 70% fölött van. Domináns fajaik a társulások névadó egyszikű fajai: *Glyceria maxima* (GLYM), *Typha angustifolia* (TYPA), *Bolboschoenus maritimus* (BOLB), *Schoenoplectus lacustris* subsp.

tabernaemontani (SCHO), és a *Phragmites communis* (PHRA). Az összes társulásra jellemző, hogy igen fajszegények, kevés számú higrofita faj található meg bennük. A tipikus megjelenésű gyékényesek mellett találtunk olyan állományokat, amelyek kiritkultak, a *Typha* borítása 40% alatti volt, ugyanakkor az alsó szintben a *Salvinia natans* borítása elérhette akár a 80%-ot is. Ezt a típust külön osztályoztuk TYSA néven.

Felszínborítás alapján három további osztályt hoztunk létre: ISZA (158) – iszapos felszínek, amelyek elsősorban a vizes élőhelyek szegélyében jelentek meg. SZAN (123) – tarlók, learatott gabonaföldek, amelyen a fennmaradt növényi részek mellett gyomfajok voltak jelen. A repülés előtti időszakban a területen található rétek egy részét lekaszálták, ezeket a kaszáló (KASZ; 351) osztályba soroltuk.

Osztályozás NDVI értékek alapján

A normalizált vegetációs index (NDVI) az elmúlt évtizedekben az egyik leggyakrabban és szélesebben körben használt vegetációs index (AMBRUS et al. 2015, PARUELO et al. 1997; PETTORELLI et al. 2005). Az NDVI jól hasznosítható információt szolgáltat az egyes növényfajok eloszlásáról, vegetációs mintázatokról és a növények fiziológiai állapotáról (PETTORELLI 2013). Vizsgálatunkban adatfeltáró jelleggel az egyes növényzeti osztályok elkülönítéséhez keskenysávú NDVI értékeket használtunk, amelyeket a vörös (679nm) és az közeli-infravörös (800nm) sávok felhasználásával számoltunk ki (HURCOM és HARRISON, 1998). Az osztályozáshoz osztályonként 50 random módon kiválasztott pixelt használtunk fel. Az egyes osztályok NDVI értékei közötti különbségek teszteléséhez Mann-Whitney tesztet használtunk (SOKAL és ROHLF 1969). Az egyes osztályok NDVI értékeiből kiszámítottuk az „effect size”-ot, vagy effektust, ami két csoport közötti különbség nagyságát standardizált (azaz összehasonlítható) formában számszerűsíti (SZABÓ et al. 2012).

$$r = \frac{Z}{\sqrt{N}}$$

ahol Z a z-score érték és N a megfigyelések teljes száma.

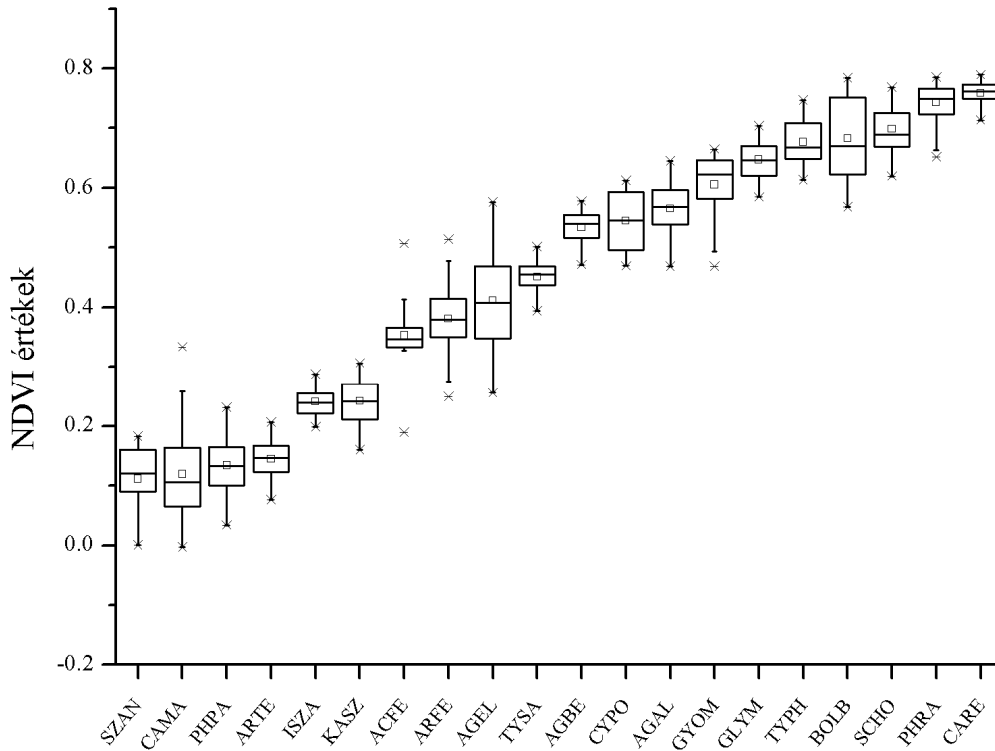
Képosztályozás MNF transzformált sávok alapján

A hiperspektrális felvételek osztályozását az ENVI/IDL 5.0 (Exelis, Inc., Boulder, CO, USA) és az EnMap Box (RABE et al. 2013) szoftverkörnyezetben végeztük. Az osztályozás során három, vegetáció térképezésre gyakran használt, ellenőrzött osztályozási módszer (MLC, RF and SVM) alkalmasságát vizsgáltuk (MIRIK et al. 2013, HUANG és ASNER 2009, LAWRENCE et al. 2006). Az MLC osztályozásnál a valószínűsége nem határoztunk meg küszöbértéket. Az RF klasszifikációnál 100 döntési fát hoztunk létre Gini koefficiens használatával. Az SVM osztályozás Gaussian Radial Basis Function segítségével valósult meg, $C = 100$ és $\gamma = 0.11$ paraméterekkel, ötszörös keresztvalidáció mellett. Az osztályozást az első két MNF csatornától az első 15 csatornáig lefuttattuk és az osztályozás teljes pontosságát vizsgálva megállapítottuk, hogy a 9. csatorna után további pontosság javulás nem volt megfigyelhető. A továbbiakban az osztályozásra az első 9 MNF transzformált sávot használtuk. A képosztályozás során a pixel számok hatásának tesztelésére minden vegetációtípusból 10 és 30 pixelt választottunk ki. Nagyobb mintaszám alkalmazására nem volt lehetőség a korlátozott számban rendelkezésre álló terepi adatok miatt. A terepi minta és az ellenőrző adatállomány aránya 50-50% volt. A terepi mintákból a pixelek random módon lettek kiválasztva. Minden vizsgálatnál ugyanazt a validációs adatállományt alkalmaztuk. Az osztályozást elvégeztük mind a vegetáció-osztályokra (20 osztály), mind a tágabb kategóriát képviselő élőhely kategóriákra (4 kategória) is.

Eredmények és megvitatásuk

Osztályozás NDVI értékek alapján

Az NDVI értékek alkalmasak voltak a vizsgált vegetációs osztályok biomassza értékeinek detektálására. Eredményeink alapján megállapítható, hogy az egyes osztályok NDVI értéki egy jól kirajzolódó grádiens mutatnak, a gradiens értékei jól megfelelnek a szakirodalomban leírtaknak (KELEMEN et al. 2013, DEÁK et al. 2015b; 2. ábra). A gradiens elején az alacsony és kis növényzeti borítással – így alacsony biomasszával – jellemezhető osztályok találhatók (SZAN, CAMA, PHPA, ARTE és ISZA). A gradiens közepén a rövid és hosszúfüvű gyepek helyezkednek el (például az ACFE, ARFE, AGEL, AGAL). A gradiens végén a nagy biomasszával jellemezhető sásosok és mocsarak találhatók (TYSA, GLYM, TYPA, BOLB, SCHO, PHRA és CARE). Az NDVI értékek önmagukban azonban nem voltak alkalmasak az egyes osztályok elkülönítésére, mivel az azonos élőhely típusba tartozó osztályok hasonló struktúrával (fajösszetétel, összborítás, csupasz talajfelszín aránya és biomasszával) rendelkeznek. A Mann-Whitney teszt és az effect size elemzés eredményei alapján az NDVI értékek felhasználásával az osztályok elkülönítése csak a ACFE, TYSA, GYOM és GLYM osztályok esetében volt lehetséges (1. táblázat). A hasonló megjelenésű osztályok esetében az NDVI értékek nem tértek el szignifikánsan.



2. ábra. A vizsgált vegetációs osztályok NDVI értékei (50 random pixel értékei alapján).
 Figure 2. NDVI scores of the studied vegetation classes (50 pixels from each vegetation class).

	SZAN	CAMA	PHPA	ARTE	ISZA	KASZ	ACFE	ARFE	AGEL	TYSA	AGBE	CYPO	AGAL	GYOM	GLYM	TYPA	BOLB	SCHO	PHRA	CARE
SZAN	0,00	-0,03	-0,19	-0,30	-0,86	-0,85	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86
CAMA	-0,03	-0,00	-0,16	-0,26	-0,77	-0,76	-0,84	-0,86	-0,85	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86
PHPA	-0,19	-0,16	-0,00	-0,13	-0,85	-0,82	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86
ARTE	-0,30	-0,26	-0,13	0,00	-0,86	-0,84	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86
ISZA	-0,86	-0,77	-0,85	-0,86	0,00	-0,03	-0,76	-0,84	-0,85	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86
KASZ	0,85	-0,76	-0,82	-0,84	-0,03	0,00	-0,75	-0,82	-0,83	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86
ACFE	-0,86	-0,84	-0,86	-0,86	-0,76	-0,75	0,00	-0,32	-0,36	-0,68	-0,84	-0,83	-0,85	0,85	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86
ARFE	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,84	-0,82	-0,32	0,00	-0,18	-0,61	-0,84	-0,83	-0,85	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86
AGEL	-0,86	-0,85	-0,86	-0,86	-0,85	-0,83	-0,36	0,18	0,00	-0,31	-0,72	-0,70	-0,78	-0,82	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86
TYSA	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,68	-0,61	-0,31	0,00	-0,84	-0,83	-0,85	-0,85	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86
AGBE	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,84	-0,84	-0,72	-0,84	0,00	-0,12	-0,42	-0,65	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86
CYPO	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,83	-0,83	-0,70	-0,83	-0,12	0,00	-0,18	-0,55	-0,82	-0,86	-0,80	-0,86	-0,86	-0,86
AGAL	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,85	-0,85	-0,78	-0,85	-0,42	-0,18	0,00	-0,45	-0,78	-0,85	-0,76	-0,86	-0,86	-0,86
GYOM	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,85	-0,86	-0,82	-0,85	0,65	-0,55	-0,45	0,00	-0,44	-0,68	-0,50	-0,82	-0,86	-0,86
GLYM	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,82	-0,78	-0,44	0,00	-0,35	0,24	-0,61	-0,81	-0,86
TYPA	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,85	-0,68	-0,35	0,00	0,03	-0,30	-0,69	-0,81
BOLB	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,80	-0,76	-0,50	-0,24	-0,03	0,00	-0,13	-0,43	-0,57
SCHO	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,82	-0,61	-0,30	-0,13	0,00	-0,50	-0,69
PHRA	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,81	-0,69	-0,43	-0,50	0,00	-0,23
CARE	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,81	-0,57	-0,69	-0,23	0,00

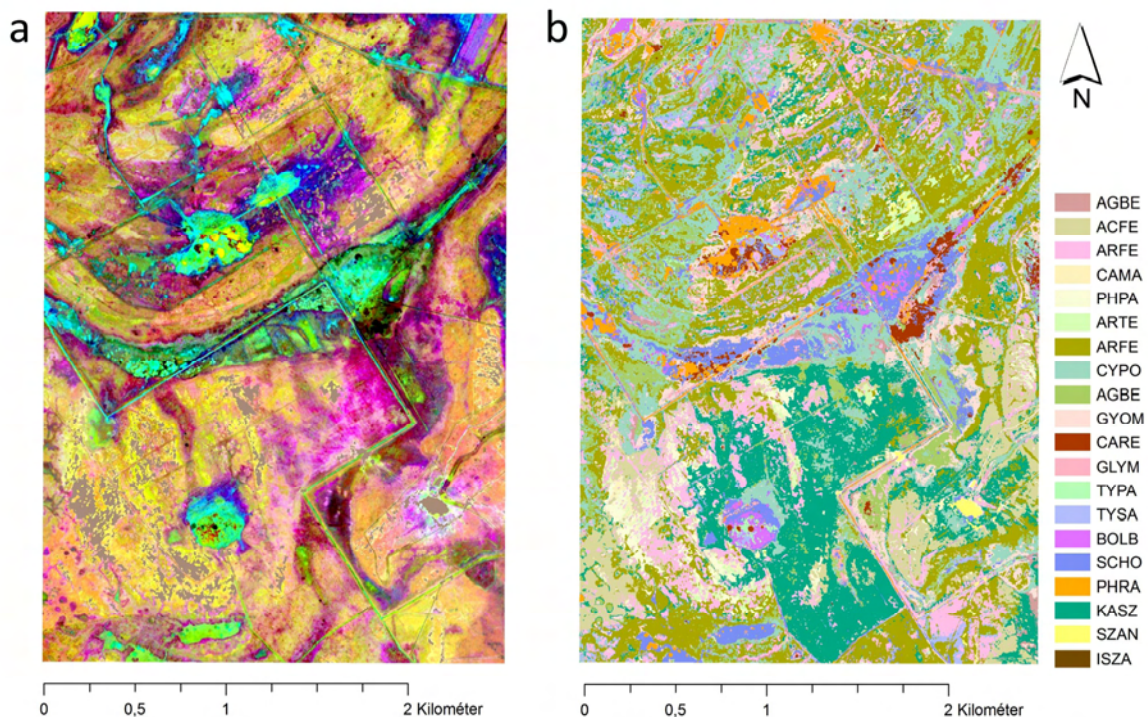
1. táblázat. Effect size és a Mann-Whitney teszt eredményei (N=50; vegetáció osztályonkénti NDVI értékek). A nem szignifikáns ($p>0,05$) eltéréseket félkövér betűtípussal jelöltük, a szürkével kiemelt cellák közepes ($r<-0,3$) vagy nagy ($r<-0,5$) effect size-ot jelölnek.

Table 1. Effect size and significance level of the Mann-Whitney tests (N=50; NDVI scores from each vegetation class). Numbers in boldface represent cases when classes were not significantly different ($p>0.05$). We marked cells with medium ($r<-0.3$) or large ($r<-0.5$) effect size with gray color.

Az MNF-transzformált sávok képosztályozása

A hiperspektrális felvételeknél a sávok autokorrelációja és a zajos csatornák miatt valamilyen információnyerési technológiát célszerű alkalmazni. A vegetáció-osztályozásnál a hiperspektrális felvételek alkalmazása során eredményesen alkalmazott robosztus módszer az MNF transzformáció (3a ábra). A hiperspektrális felvételeknél alkalmazott képosztályozásnál az MNF transzformált sávok alkalmazásával többnyire megbízhatóbb osztályozási eredmény érhető el, mint az eredeti csatornakészlet vagy más információnyerési technika (például PCA) alkalmazásával (BELLUCO et al. 2006, HESTIR et al. 2008).

Kilenc MNF transzformált sáv alkalmazása esetén 30 random pixellel mind a három képosztályozó eszköz nagy pontosságot nyújtott (SVM: 81.72%; RF: 79.14%; MLC: 80.78%) (2. táblázat). Alacsonyabb pixel számok esetében azonban már csak az SVM és az RF osztályozók adtak megfelelő pontosságú eredményt. Ez az MLC becsült kovariancia mátrix instabilitásának tudható be. 10 véletlenszerűen kiválasztott pixel esetében az SVM 79,57%-os, az RF 76,55%-os teljes pontosságot mutatott, míg az MLC osztályozó pontossága számottevően csökkent (52,76%) (2. táblázat). 30 tanító pixel alkalmazása esetén mindhárom módszer nagy pontossággal osztályozott a legtöbb nagy biomasszával jellemezhető osztály esetében mint az AGEL, AGAL, AGBE, CARE, GLYM, TYSA valamint a spektrálisan jelentősen eltérő osztályoknál, mint a KASZ, SZAN és ISZA (2. táblázat). A CAMA és PHPH osztályozásának alacsony hatékonyságát az osztályokra jellemző nagy arányú nyílt talajfelszín okozhatta. A CYPA, ARFE, GYOM és TYPA osztályoknál az eltérő osztályozási eljárások eltérő pontosságot eredményeztek. A rosszul osztályozott pixelek általában egy olyan vegetációs osztályba kerültek, amelyek a cél osztállyal azonos élőhely típusba tartoztak. Az osztályozás eredményeként kapott térképek jól tükrözik a szikes tájak mozaikosságát, alkalmasak a kis léptékű mintázatok megjelenítésére (3b ábra). Az élőhely típusok esetén az osztályozás pontossága az alkalmazott osztályozótól függetlenül magas volt (SVM 98,70%; RF 95,77%; MLC 95,77%).



3. ábra. A mintaterületet ábrázoló MNF transzformált kép hamis színes megjelenítésben (a) és az osztályonként 30 tréning pixel és SVM alkalmazásával készült vegetáció térkép (b).

Figure 3. False colour picture of the MNF transformed image (a) and the vegetation map of the study site using SVM classification with 30 random training samples per class (b).

Osztályok	PA (%) 10 tréning pixel			PA (%) 30 tréning pixel		
	SVM	RF	MLC	SVM	RF	MLC
CYPO	82,00	52,00	22,00	84,00	48,00	26,00
ACFE	56,00	70,00	70,00	50,00	52,00	50,00
ARFE	90,00	37,50	52,50	95,00	70,00	42,50
CAMA	54,00	52,00	48,00	54,00	56,00	62,00
PHPA	24,00	10,00	36,00	26,00	30,00	42,00
ARTE	56,67	83,33	60,00	63,33	93,33	80,00
AGEL	94,00	92,00	3,00	95,00	91,00	93,00
AGAL	95,00	93,00	86,00	99,00	96,00	100,00
AGBE	99,00	100,00	94,00	99,00	91,00	87,00
GYOM	57,50	65,00	30,00	57,50	62,50	80,00
CARE	89,00	97,00	81,00	97,00	94,00	100,00
GLYM	90,00	94,00	30,00	100,00	98,00	98,00
TYPA	24,00	16,00	0,00	8,00	4,00	28,00
TYSA	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	100,00
BOLB	44,00	40,00	26,00	42,00	46,00	66,00
SCHO	47,50	42,50	60,00	72,50	80,00	87,50
PHRA	70,00	58,00	44,00	68,00	64,00	80,00
KASZ	100,00	100,00	85,00	100,00	100,00	100,00
SZAN	100,00	92,00	100,00	100,00	100,00	90,00
ISZA	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	100,00
OA(%)	79,57	76,55	52,76	81,72	79,14	80,78

2. táblázat. Osztályozás pontossága (PA; *Production Accuracy*) osztályonként és a teljes pontosság (OA; *Overall Accuracy*) a három alkalmazott osztályozó esetében 9 MNF transzformált sáv és 10 és 30 tréning pixel felhasználása esetén.

Table 2. Production accuracy (PA) of the classes and Overall Accuracy (OA) with respect to three classifiers using 9 MNF-transformed bands and random training samples (10 and 30 pixels).

A tesztelt osztályozók alkalmazhatósága komplex tájakban

Azokban az esetekben, amikor nincs szükség egy társulástani pontosságú térkép előállítására érdemes az osztályok aggregációja által létrehozott tágabb kategóriákat (esetünkben élőhely típusok) alkalmazni, mivel ez esetben bár az osztályozás kisebb információtartalmú térképek előállítását teszi lehetővé, de az osztályozás megbízhatósága jelentősen nő.

Optimális esetben a távérzékelési adatok osztályozásához nagy mennyiségű földi tanító és validáló adatra van szükség. Sok esetben azonban a megfelelő mennyiségű adat gyűjtése nehézségekbe ütközhet. Ennek az okai az alábbiak lehetnek: (1) komplex tájakban az adatgyűjtésre rendelkezésre álló anyagi forrás és idő limitált a korlátozott kapacitás miatt nem lehet minden osztályból elegendő mintát gyűjteni; (2) egyes vegetációs osztályok csak kis foltokban vannak jelen a kutatási területen; (3) egyes foltok terepen nehezen megközelíthető helyen vannak. Fentiek miatt különösen fontos, hogy ilyen esetekben azt az osztályozót válasszuk, amely a rendelkezésre álló anyagból a legnagyobb pontosságú osztályozást tudja produkálni. Eredményeink alapján elmondható, hogy komplex tájakban a vegetáció osztályozásra az SVM módszer a legalkalmasabb, mivel a legpontosabb osztályozást e módszerrel tudtuk elérni. Mindemellett az alkalmazott *machine learning* algoritmusok (SVM és RF) egyaránt jó osztályozási eredményt adtak abban az esetben is ha a tréning adatok korlátozott számban voltak elérhetők. A hiperspektrális felvételek osztályozására azok a robosztus módszerek a legalkalmasabbak, amelyek nem érzékenyek a tanító terület méretére

így jól alkalmazhatóak olyan területeken is, ahol egyes osztályok esetében korlátozott számban állnak rendelkezésre referenciaterületek.

Köszönetnyilvánítás

Jelen kutatás a “TÁMOP-4.2.2.D-15/1/ KONV-2015-0010” projekt keretében zajlott. Deák Balázst az OTKA PD 115627 pályázat támogatta. Köszönjük Belényesi Mártának, Centeri Csabának, és Molnár Dánielnek a bírálathoz nyújtott hasznos tanácsait és észrevételeit.

Irodalom

- ADAM, E., MUTANGA, O., RUGEGE, D. 2010: Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: A review. *Wetlands Ecology Management* 18: 281–296.
- ALEXANDER, C., DEÁK, B., KANIA, A., MÜCKE, W., HEILMEIER, H. 2015: Classification of vegetation in an open landscape using full-waveform airborne laser scanner data. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation* 41: 76–87.
- ALEXANDER, C., DEÁK, B., HEILMEIER, H. 2016: Micro-topography driven vegetation patterns in open mosaic landscapes. *Ecological Indicators* 60: 906–920.
- AMBRUS, A., BURAI, P., LÉNÁRT, CS., ENYEDI, P., KOVÁCS, Z. 2015: Estimating biomass of winter wheat using narrowband vegetation indices for precision agriculture. *Journal of Central European Green Innovation* 3: 13–22.
- BELLUCO, E., CAMUFFO, M., FERRARI, S., MODENESE, L., SILVESTRI, S., MARANI, A., MARANI, M. 2006: Mapping salt-marsh vegetation by multispectral and hyperspectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 105: 54–67.
- BORHIDI A., KEVEY B., LENDVAI G. 2012: *Plant Communities of Hungary*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BORRE, J.V., PAELINCKX, D., MÜCHER, C.A., KOOISTRA, L., HAEST, B., BLUST, G.D., SCHMIDT, A.M. 2011: Integrating remote sensing in Natura 2000 habitat monitoring: Prospects on the way forward. *Journal for Nature Conservation* 19: 116–125.
- BURAI, P., DEÁK, B., VALKÓ, O., TOMOR, T. 2015: Classification of herbaceous vegetation using airborne hyperspectral imagery. *Remote Sensing* 7: 2046–2066.
- DEÁK B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2006: Kaszálás hatása a növényzetre a Nyírölapos (Hortobágy) három növénytársulásában. In: Molnár E. (szerk.) *Kutatás, oktatás értéktérítés. A 80 éves Précsényi István köszöntése*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót, pp. 169–180.
- DEÁK, B., VALKÓ, O., ALEXANDER, C., MÜCKE, W., KANIA, A., TAMÁS, J., HEILMEIER, H. 2014a: Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands - case study based on remotely sensed data. *Flora* 209: 693–697.
- DEÁK, B., VALKÓ, O., TÖRÖK, P., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2014b: Solonetz meadow vegetation (*Beckmannion eruciformis*) in East-Hungary – an alliance driven by moisture and salinity. *Tuexenia* 34:187–203.
- DEÁK, B., VALKÓ, O., TÖRÖK, P., KELEMEN, A., MIGLÉCZ, T., SZABÓ, SZ., SZABÓ, G., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2015a: Micro-topographic heterogeneity increases plant diversity in old stages of restored grasslands. *Basic and Applied Ecology* 16: 291–299.
- DEÁK, B., VALKÓ, O., TÖRÖK, P., KELEMEN, A., TÓTH, K., MIGLÉCZ, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2015b: Reed cut, habitat diversity and productivity in wetlands. *Ecological Complexity* 22: 121–125.
- HARRIS, A., CHARNOCK, R., LUCAS, R.M. 2015: Hyperspectral remote sensing of peatland floristic gradients. *Remote Sensing of Environment* 162: 99–111.
- HESTIR, E., KHANNA, S., ANDREW, M.E., SANTOS, M.J., VIERS, J.H., GREENBERG, J.A., RAJAPAKSE, S.S., USTIN, S.L. 2008: Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California delta ecosystem. *Remote Sensing of Environment* 112: 4034–4047.
- HUANG, C., ASNER, G.P. 2009: Applications of remote sensing to alien invasive plant studies. *Sensors* 9: 4869–4889.
- HURCOM, S.J.; HARRISON, A. R. 1998: The NDVI and spectral decomposition for semi-arid vegetation abundance estimation. *International Journal of Remote Sensing* 19: 3109–3126.
- KELEMEN, A., TÖRÖK, P., VALKÓ, O., MIGLÉCZ, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2013: Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. *Journal of Vegetation Science* 24: 1195–1203.
- KELEMEN, A., TÖRÖK, P., VALKÓ, O., DEÁK, B., TÓTH, K., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2015: Both facilitation and limiting similarity shape the species coexistence in dry alkali grasslands. *Ecological Complexity* 21: 34–38.
- LAWRENCE, R., WOOD, S., SHELEY, R. 2006: Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (randomForest). *Remote Sensing of Environment* 100: 356–362.

- LUKÁCS, B.A., TÖRÖK, P., KELEMEN, A., VÁRBÍRÓ, G., RADÓCZ, SZ., MIGLÉCZ, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., VALKÓ, O. 2015: Rainfall fluctuations and vegetation patterns in alkali grasslands – Self-organizing maps in vegetation analysis. *Tuexenia* 35: 381–397.
- MIRIK, M., ANSLEY, R.J., STEDDOM, K., JONES, D.C., RUSH, C.M., MICHELS, G.J. ELLIOTT, N.C. 2013: Remote distinction of a noxious weed (musk thistle: *Carduus nutans*) using airborne hyperspectral imagery and the Support Vector Machine Classifier. *Remote Sensing* 5: 612–630.
- MOLNÁR, Z.; BÖLÖNI, J., BIRÓ, M., HORVÁTH, F. 2008: Distribution of the Hungarian (semi-)natural habitats I. Marshes and grasslands. *Acta Botanica Hungarica* 50: 59–105.
- MÜCKE, W., DEÁK, B., SCHROIFF, A., HOLLAUS, M., PFEIFER, N. 2013: Estimation of dead wood using small footprint airborne laser scanning data. *Canadian Journal of Remote Sensing* 39: 32–40.
- PARUELO, J. M., EPSTEIN, H. E., LAUENROTH, W. K., BURKE, I. C. 1997: ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of the United States. *Ecology* 78: 953–958.
- PETTORELLI, N., VIK, J. O., MYSTERUD, A., GAILLARD, J. M., TUCKER, C. J., STENSETH, N. C. 2005: Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 503–510.
- PETTORELLI, N. 2013: *The Normalised Difference Vegetation Index*; Oxford University Press, Oxford.
- RABE, A., JAKIMOW, B., HELD, M., VAN DER LINDEN, S., HOSTERT, P. 2014: EnMAP-Box, Version 2.0. (<http://www.enmap.org>).
- SOKAL, R.R., ROHLF, F.J. 1987: *Introduction to Biostatistics*. W.H. Freeman and Company, 2nd edition, New York. p. 368.
- SZABÓ, SZ., SZILASSI, P., CSORBA, P. 2012: Tools for landscape ecological planning– Scale, and aggregation sensitivity of the contagion type landscape metric indices. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 7: 127–136.
- THENKABAIL, P.S. 2011: *Hyperspectral Remote Sensing of Vegetation*. Taylor & Francis, New York. p. 782.
- TÓTH, K., HÜSE, B. 2014: Soil seed banks in loess grasslands and their role in grassland recovery. *Applied Ecology and Environmental Research* 12: 537–547.
- TÓTH, T., KERTÉSZ, M. 1996: Application of soil–vegetation correlation to optimal resolution mapping of solonchak rangeland. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10: 1–12.
- VALKÓ, O., TÓTHMÉRÉSZ, B., KELEMEN, A., SIMON, E., MIGLÉCZ, T., LUKÁCS, B., TÖRÖK, P. 2014: Environmental factors driving vegetation and seed bank diversity in alkali grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182: 80–87.
- ZLINSZKY, A., DEÁK, B., KANIA, A., SCHROIFF, A., PFEIFER, N. 2015: Mapping Natura 2000 habitat conservation status in a pannonic salt steppe with airborne laser scanning. *Remote Sensing* 7: 2991–3019.
- ZLINSZKY, A., SCHROIFF, A., KANIA, A., DEÁK, B., MÜCKE, W., VÁRI, Á., SZÉKELY, B., PFEIFER, N. 2014: Categorizing grassland vegetation with full-waveform airborne laser scanning: a feasibility study for detecting Natura 2000 habitat types. *Remote Sensing* 6: 8056–8087.

VEGETATION MAPPING IN AN ALKALI LANDSCAPE - APPLICATION OF AIRBORNE HYPERSPECTRAL DATA

P. BURAI¹, CS. LÉNÁRT¹, O. VALKÓ², L. BEKŐ¹, ZS. SZABÓ³, B. DEÁK²

¹ Karoly Robert College, Research Institute of Remote Sensing and Rural Development, Mátrai út 36, H-3200 Gyöngyös, email: pburai@karolyrobert.hu, lenart.dr@gmail.com, lbeko@karolyrobert.hu

² MTA-DE Biodiversity and Ecosystem Services Research Group
Egyetem tér 1, Debrecen H-4032, Hungary email: debalazs@gmail.com, valkoorsi@gmail.com

³ University of Debrecen, Department of Physical Geography and Geoinformatics
Egyetem tér 1. Debrecen H-4032, email: zs.szabozsuzsa@gmail.com

Keywords: vegetation mapping, Maximum Likelihood Classifier (MLC), Random Forest (RF), Support Vector Machine (SVM), alkali grassland, alkali meadow, alkali marsh

Summary: We mapped the vegetation of an alkali landscape using airborne hyperspectral data. The aim of our study was to test the applicability of hyperspectral data in mapping of these complex habitats. We tested the performance of three frequently applied classifiers (Maximum Likelihood Classifier – MLC, Random Forest – RF and Support Vector Machine – SVM) using 10 and 30 training pixels and MNF transformed bands. For data collection we used an AISA EAGLE II sensor, which produced 1 m ground pixel size. Based on the coenological categories, land cover types and the experiences of the preliminary field survey we assigned the training polygons to 20 classes. Classes were aggregated to four main habitat types: steppes, open alkali swards, alkali

meadows and alkali and non-alkali marshes. We found that the SVM and the RF classifiers provided a high overall accuracy for most of the classes independently from the number of training pixels. Even though the MLC classifier provided a high overall accuracy when using 30 training pixels, its efficiency was low when using 10 training pixels. Overall accuracies increased considerably in case of all classifiers when using aggregated habitat types. Based on our results, in complex, open habitats the SVM is the most effective classifier, it provided the highest accuracy. Furthermore it was the less sensitive for the low number of training pixels, thus can be effective in those cases when the number of training pixels is low for some classes.

AZ ECSÉDI VÉG-TÓ VÍZMINŐSÉGÉNEK ÉS ÜLEDÉKÉNEK KÖRNYEZETANALITIKAI VIZSGÁLATA

GRÓSZ János¹, KRUPPINÉ DR. FEKETE Ilona²

¹1162 Budapest, Állás utca 23., e-mail: groszenator@gmail.com

²SZIE-MKK, Környezettudományi Intézet, Kémiai és Biokémiai Tanszék

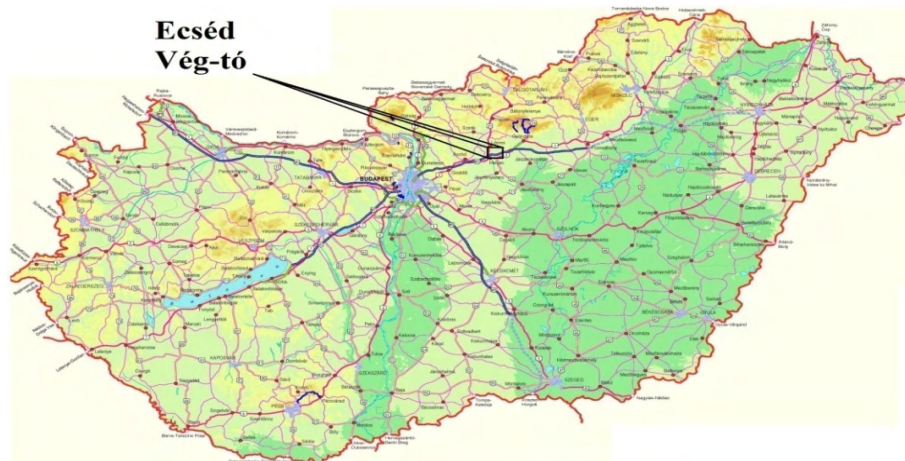
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1., e-mail: fekete.ilona@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: környezetanalitika, vízminőség, üledékvizsgálat, környezeti állapot

Összefoglalás: Kutatásunk témája az Ecsédi Vég-tó vízminőségének és üledékének környezetanalitikai vizsgálata. Búvárként, 2007 óta évente több alkalommal merültem a tóban. A búvárkodás segítségével, olyan helyeken is lehet mintát venni, ahol normál esetben csak nehezen lenne megoldható, vagy igen nagy anyagi ráfordítással. Célkitűzésünk, hogy az Ecsédi Vég-tó üledékének és vizének műszeres analitikai vizsgálatával meghatározzuk a tó környezeti állapotát, valamint megállapítsuk, hogy az Ágói-patak vizének van-e hatása a tóra, és összehasonlítsuk a helyszíni mérések pontosságát a laboratóriumi vizsgálatokéval. Mintavétel során, a Vég-tóból 237 vízmintát, búvárfelszerelés segítségével különböző mélységekből 6 üledékmintát, az Ágói-patakából 30 vízmintát vettünk, három mintavételi időszak alatt. Az üledékvizsgálatok során a minták elemtartalmát ICP-OES berendezéssel határoztuk meg. A vízmintákon végeztünk helyszíni kémiai és fizikai méréseket, valamint ökotoxikológiai és laboratóriumi vizsgálatokat is. A patakából vett minták vizsgálatának az eredménye azt mutatta, hogy a víz szennyezett, nitrit, nitrát és ammónium tekintetében. A tó vize ezzel szemben, kiválóan minősült. A patak szennyezettségének a fő oka, a teljes körű csatornázottság hiánya, aminek következtében a talajvíz is elszennyeződött. A tó jó környezeti és ökológiai állapota több tényezőnek is köszönhető. Egyrészt a geológiai és hidrológiai adatokat elemezve fény derült arra, hogy a tó medrét egy lignitfal veszi körül. Feltételezések szerint, az érkező felszín alatti víz, ami a tavat táplálja, egy szénfalon keresztül jut a tóba. Ez a képződmény természetes szűrőként működve megtisztítja a vizet, az esetleges szennyező komponensektől. Másrészt annak köszönhető, hogy a tó tulajdonosa szigorú szabályokat hozott a tó használatát illetően, valamint a területet nagy odafigyeléssel gondozza, s ezen intézkedések segítségével meg lehet előzni, hogy belső forrásból szennyezés kerüljön a vízbe.

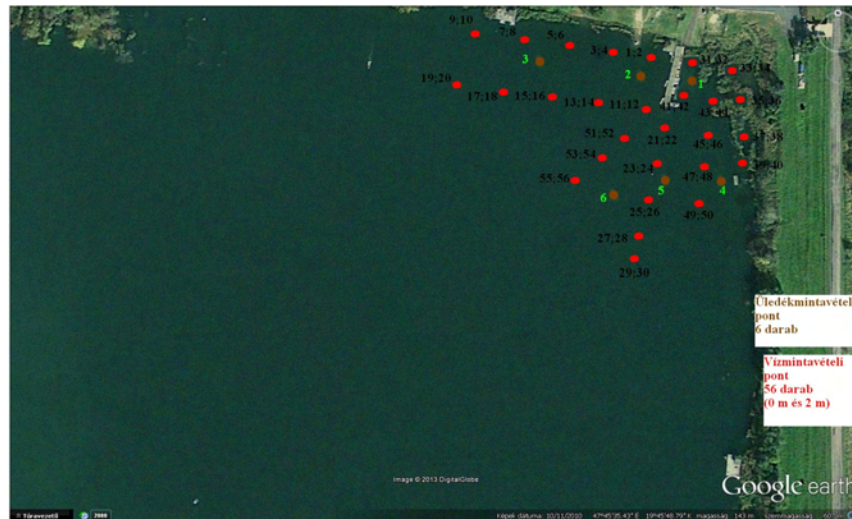
Bevezetés

Kutatásunk témája, az Ecsédi Vég-tó vízminőségének és üledékének környezetanalitikai vizsgálata. A tó Magyarország első lignitbányájának záró gödrében alakult ki, az 1970-ben bekövetkezett bányabezárást követően. A tó 1995-ben magántulajdonba került. A tónak értékes őshonos halállománya van, mint például a csuka (*Esox lucius*), a süllő (*Sander lucioperca*) valamint édesvízi medúzák és rákok (ANONYMUS). Az Országos Területfejlesztési és Területrendezési Információs Rendszer (TeIR) adatbázisában végrehajtott lekérdezések után megállapítottuk, hogy a vizsgálandó terület a Nemzeti Ökológiai Hálózat része, azon belül pedig ökológiai folyosóként van nyilvántartva.



1. ábra A Vég-tó elhelyezkedése
Figure 1. Location of Lake Vég

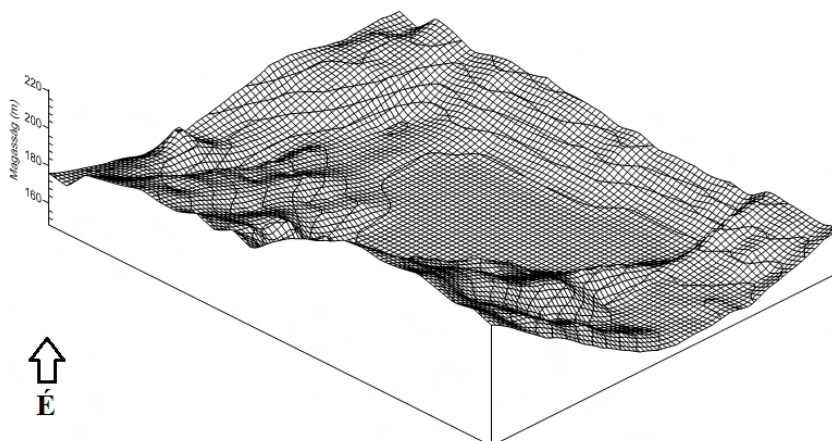
E témára úgy esett a választásunk, hogy 2007 óta évente több alkalommal, búvárként merültem a tóban. Korábbi munkáink során elgondolkodtunk azon, hogy a búvárkodás segítségével, olyan helyeken is lehet mintát venni, ahol normál esetben csak nehezen, vagy igen nagy anyagi ráfordítással. Így, ennek a módszernek az alkalmazásával behatóbban és részletesebben lehet vizsgálni a vízi rendszereket. Célkitűzésünk az volt, hogy az Ecsédi Vég-tó üledékének és vizének műszeres analitikai vizsgálatával meghatározzuk a tó környezeti állapotát, valamint megállapítsuk, hogy az Ágói-patak vizének van-e hatása a tóra, majd összehasonlítsuk a helyszíni mérések pontosságát a laboratóriumi vizsgálatokéval. A vizsgálatok során a tóból víz és üledékmintát vettünk 3 mintavételi időszakban, amely 267 víz és 6 üledékmintát jelentett. A mintavételi pontok elhelyezkedése a 2. ábrán látható.



2. ábra A mintavételi helyek elhelyezkedése a Vég-tóban
Figure 2. Sampling points in Lake Vég

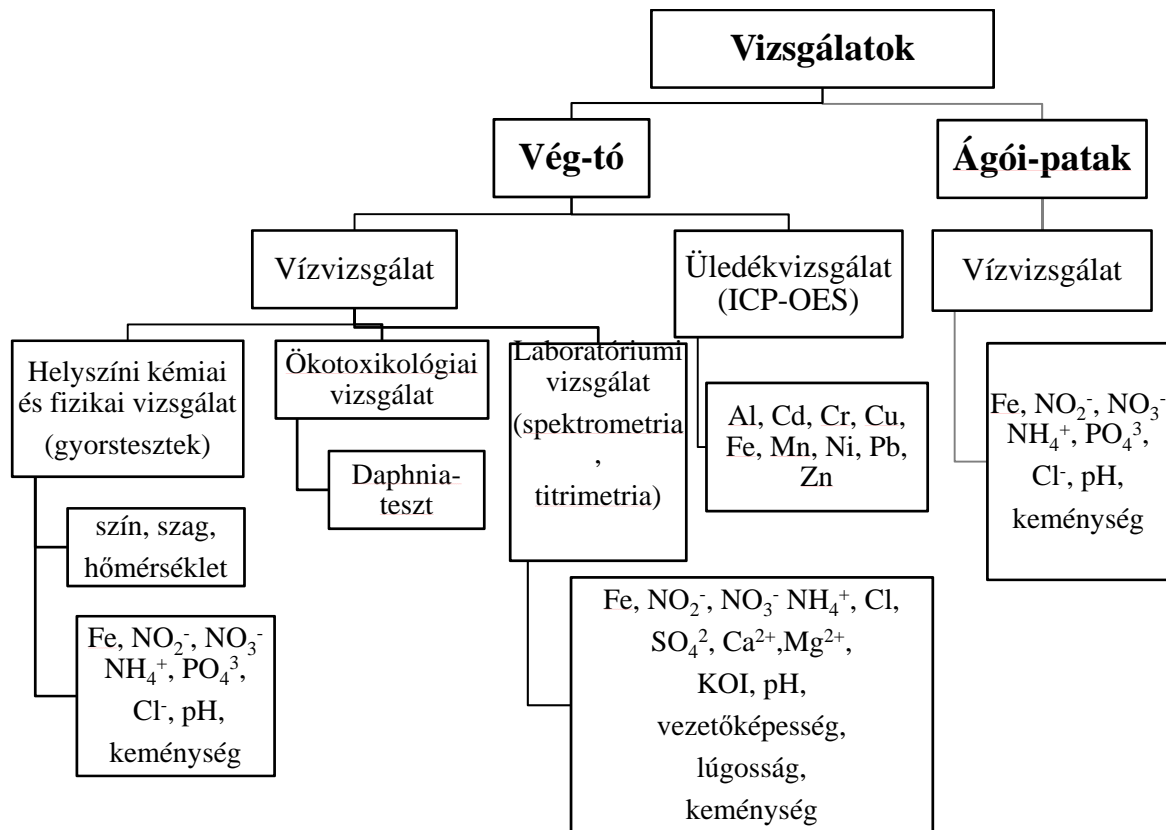
Anyag és módszer

A megfigyelt terület környezetanalitikai vizsgálata során, 3 mintavételi időszakra került sor. Az első mintavétel 2013 szeptemberében, a második 2014 áprilisában, a harmadik 2014 júniusában volt. A helyszín bejárása során, GPS készülék (GPSMAP 62s) segítségével pontokat vettünk fel, majd a pontokhoz tartozó magassági adatokat rögzítettük. Az 500 darab szélességi és hosszúsági koordinátaéhoz rendelt magassági viszonyok alapján, elkészítettük a vizsgálandó terület domborzati térképét, amely az 3. ábrán látható. A térképet Golden Software Surfer 10 nevű térképszerkesztő program segítségével készítettük el.



3. ábra A Vég-tó környezetének domborzata
Figure 3. Relief of Lake Vég's environment

Mintavétel során, a Vég-tóból 237 vízmintát vettünk, amelyből 168 darabon helyszíni kémiai vizsgálatokat, 9 darabon laboratóriumi vizsgálatokat és 60 darabon ökotoxikológiai vizsgálatokat végeztünk el. Az ökotoxikológiai vizsgálatokhoz a mintavételi pontok megegyeznek a vízmintavételi pontokkal. A tóból búvárfelszerelés segítségével különböző mélységekből (1,5 m; 2,5 m; 4,5 m; 6 m; 8 m; 13 méter) 6 üledékmintát gyűjtöttünk. Az üledék mintavételi pontok a 2. ábrán láthatók. Az Ágói-patakból 30 vízmintát vettünk, amelyeken helyszíni kémiai vizsgálatokat végeztünk. A mintákon a 4. ábrán összefoglalt méréseket végeztük, a patakból vett vízminták mintavételi pontjai pedig 5. ábrán láthatóak.



4. ábra A kutatás során elvégzett vizsgálatok

Figure 4. Analyses made during the research in Lake Vég and Ágói Brook



5. ábra Mintavételi pontok az Ágói-patak mentén

Figure 5. Sampling points along the Brook Ágói

A vizek minőségének a meghatározásakor fontos tényező a szakszerű mintavételezés, a helyszíni és laboratóriumi fizikai, kémiai és biológiai vizsgálatok. A víz fizikai tulajdonságai közé tartozik a hőmérséklet, az átlátszóság és a szag (ZSENI és BULLA 2012). A víz kémiai tulajdonságai, pedig a benne található oldott szerves és szervetlen anyagokkal, az összes oldott anyagtartalommal, más néven a halobitással jellemezhető. A biológiai tulajdonsága a szervesanyag-termeléssel a trofitással, és a szerves anyag lebontó képesség a szaprobitással jellemezhető (CLEMENT 2007). A kémiai analitikai módszerek és az ökotoxikológiai eljárások egymás kiegészítői. Egy terület teljes környezeti állapotának a felméréséhez elengedhetetlen, hogy mindkét módszert párhuzamosan alkalmazva végezzük el a feltárást (SZOBOSZLAY és KRISZT 2010).

Eredmények és megvitatásuk

A Vég-tóból vett üledékminták vizsgálata során a mért komponensek közül, csak Al-, Cr-, Fe- és Mn-tartalom volt kimutatható. Az eredmények az 1. táblázatban olvashatók. Az 1. számú mintában, a többitől eltérően nagyobb Al-, Cr- és Fe-tartalom volt mérhető. Az adott mintavételi pontnál található egy csónakkikötő. Az elemekből kimutatott többlet mennyiség, nagy valószínűséggel a móló anyagából, valamint a csónakok folyamatos ütközéséből és dörzsöléséből származik.

1. táblázat Vég-tó üledékvizsgálata
Table 1. Sediment analytics of Lake Vég

Minta szám	Al (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)
1.	1 494	0,4	1 434	21,2
2.	971	k.h.a	819	16,7
3.	592	k.h.a	449	8,1
4.	619	k.h.a	594	13,1
5.	789	k.h.a	714	16,5
6.	601	k.h.a	483	21,5

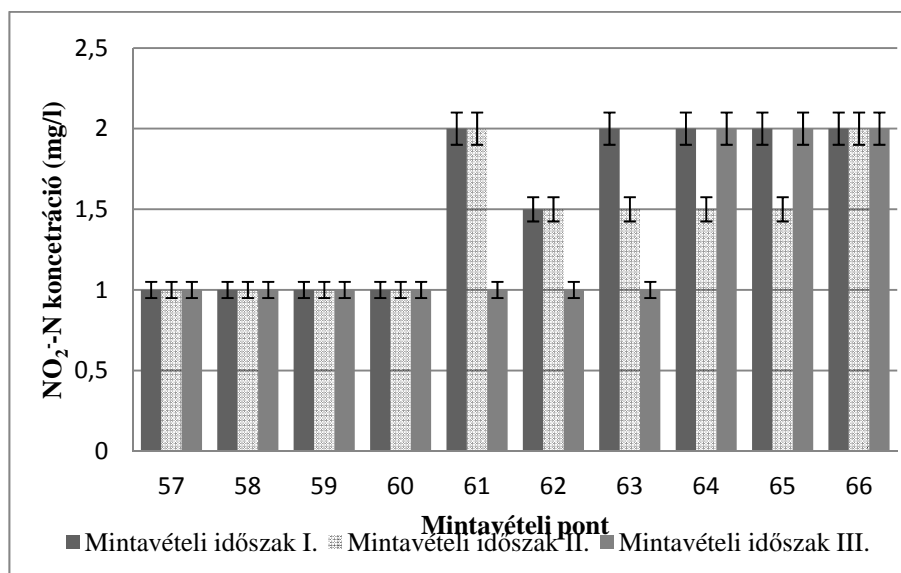
A vízminták eredményeinek a kiértékelését, majd kategóriákba történő besorolását, a MSZ 12749:1993 (Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés) szabvány alapján végeztük, a mintavételi időszakokban (MSZ 12749:1993). A vízminőségi jellemzők csoportjaiban több fontos komponens van jelen. A vízminőség szempontjából fontos paraméterek között szerepel a nitrogén és foszfor mennyisége a vizekben, mivel ezek jelentik az autotrof táplálkozású szervezetek tápanyagforrását (GRAY 2009). A nitrogén- és foszfortartalom növekedésével párhuzamosan a vízi ökoszisztéma első lépcsőjét alkotó fitoplanktonok száma is növekedésnek indul, és ez emeli a vizek trofitását (LÁNG et. al. 1993). A fitoplanktonok a víz minőségében fontos szerepet játszanak, mivel elhalásuk és lebomlásuk oxigént von el a vízből, ezért a nitrogén- és foszforháztartás szorosan összefügg a vizek oxigénháztartásával (ALLABY et. al. 2008). A vizek nitrogén- és foszforháztartását a különböző nitrogénformákkal, míg az oxigénháztartást az oldott oxigéntartalommal, az oxigéntelítettséggel, biológia és kémiai oxigénigénnyel, valamint a szaprobitási indexszel lehet jellemezni (FÖLDESSY et al. 2008). Az Ágói-patakon végzett vízvizsgálatok során, a patak vize szennyezettnek minősült, a vizsgált komponensek tekintetében (2. táblázat). Az adatok elemzése során, az a tendencia volt megfigyelhető mindhárom mintavételi időszakban, hogy a patak felső folyásánál az egyes komponensekből alacsonyabb koncentrációk mérhetőek, mint a patak alsó folyásánál (6. ábra). Ennek oka lehet, a települések múltbéli nem teljes körű csatornázottsága, az esetlegesen nem megfelelően kialakított emésztőgödörök, a kezeletlen szennyvíz víztestbe engedése, valamint a szakszerűtlen trágyázás.

2. táblázat Az Ágói-patak vízminősége
Table 2. Water quality of Brook Ágói

Minta szám	Szakasz	pH műszeres	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	Fe (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)
57	Felső	8,1	24,9	1	0,1	0,25	1
58	szakasz	8,3	24,9	1	0,1	0,25	1
65	Alsó	9,2	33,9	2	0,25	0,1	2
66	szakasz	9,2	33,9	2	0,25	0,1	2

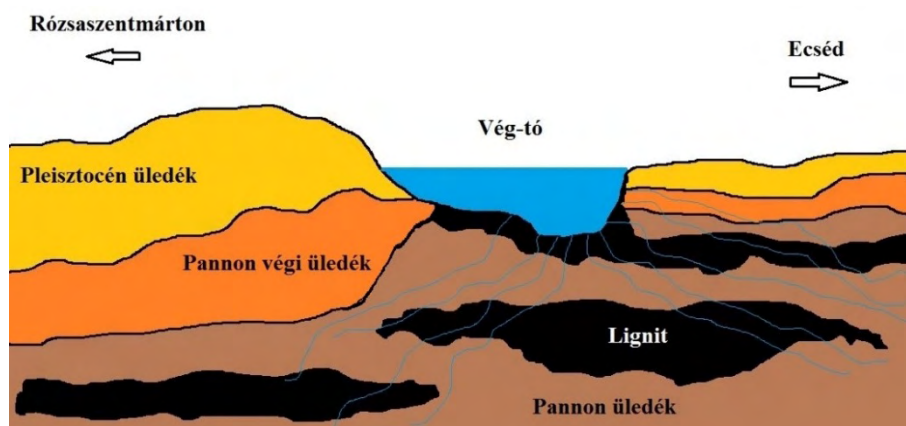
3. táblázat Vízminőségi határértékek (MSZ 12749:1993)
Table 3. Water quality limit value (MSZ 12749:1993)

Határérték osztályok	pH	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)
Kiváló	6,5-8	1	0,01	0,04	0,2
Jó	8-8,5	5	0,03	0,1	0,5
Tűrhető	6-6,5 8-8,5	10	0,1	0,2	1
Szennyezett	5,5-6 9-9,5	25	0,3	0,5	2



6. ábra Ágói patak NO₂⁻-N koncentrációja
Figure 6. NO₂⁻-N content of stream Ágói

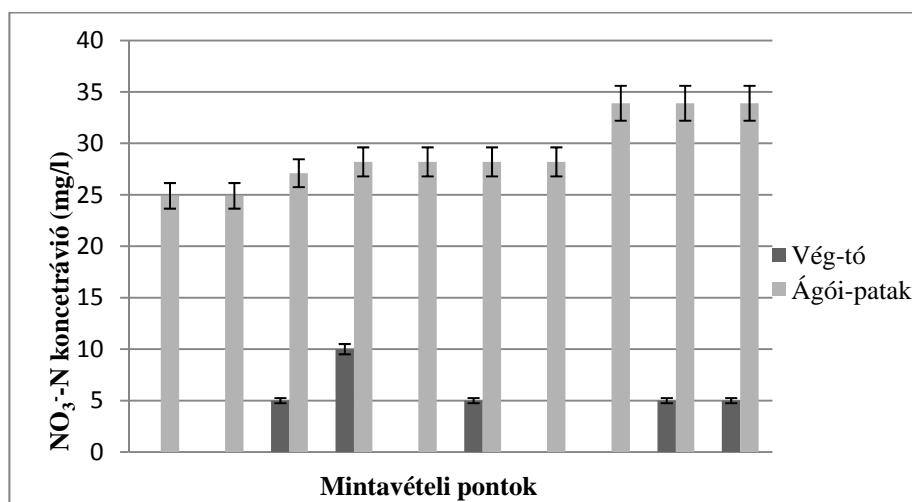
A tavon végzett vízvizsgálatok során néhány minta (31-től-38-ig) tűrhető minősítést kapott NO₃⁻-N, NO₂⁻-N és NH₄⁺-N tartalom tekintetében. Az említett eredmény oka az lehet, hogy a tónak e területe nádassal sűrűn benőtt, ezért a bomló szerves anyag mennyisége nagyobb. A többi vizsgált komponens tekintetében, a minták kiváló és jó minősítést kaptak. A vizsgálatok alapján a tó vize kiválónak bizonyult, amely több dolognak is köszönhető. Egyrészt a geológiai és hidrológiai adatok elemzése során fény derült arra, hogy a tó medre alatt egy lignitfal helyezkedik (7. ábra).



7. ábra Ágói Vég-tó geológiai viszonyai
Figure 7. Geological conditions of Lake Vég

Az érkező felszín alatti víz, ami a tavat táplálja, egy szénfalon keresztül jut a tóba (7. ábra). Ez a képződmény természetes szűrőként működve megtisztítja a vizet, az esetleges szennyező komponensektől. Másrészt annak köszönhető, hogy a tó tulajdonosa szigorú szabályokat hozott a tó használatát illetően, valamint a területet nagy odafigyeléssel gondozza, s ezen intézkedések segítségével meg lehet előzni, hogy belső forrásból szennyezés kerüljön a vízbe. Az ökotoxikológiai vizsgálatok is alátámasztották a kémiai vizsgálatok eredményeit, miszerint a minták többségénél (90%-nál) egyáltalán nem volt tapasztalható pusztulás.

A vizsgálatok alapján a patak vizének nincs közvetlen kapcsolata a tóval, valamint a tó vizének minőségére sem gyakorol befolyást. A patak és a tó nitrát tartalma közötti különbségek, a 8. ábrán láthatók. A patak medre, a tó keleti partja mellett halad végig. Az összehasonlításához a tavi mintavételi pontok, a patak e szakaszával párhuzamosan lettek kijelölve.



8. ábra Ágói-patak és a Vég-tó NO₃⁻-N tartalom
Figure 8. NO₃⁻-N content of Lake Vég and Stream Ágói

A laboratóriumi mérések, a helyszíni vizsgálatok ellenőrzésére és a pontosság megállapítására is szolgáltak. A pontosság igazolására, egyszerű statisztikai számításokat végeztünk a kétféle módszerrel meghatározott mérési eredményeken. A kapcsolatot, két mintás T-próbával (egyenlő szórásnégyzetek mellett) ellenőriztük. Az eredmények alapján elmondható, hogy a helyszíni kémiai vizsgálatok és a laboratóriumi vizsgálatok eredményei

statisztikailag igazolható módon megegyeznek egymással. Ezen eredmény alapján a gyorseszteszt nagy biztonsággal használható előzetes vizsgálatok elvégzésre, és ezáltal költséghatékonyabbá lehet tenni a vizsgálandó területek környezeti elemzését. Összességében, a tó vízminősége és ökológiai állapota kiválóan bizonyult. Az esetleges vízminőség változások nyomon követésére egy automata mérőhálózat üzembe helyezésére tettünk javaslatot a kutatásaink során. A tó kezelése követendő példaként szolgálhat az ország többi vizes élőhelyének.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk, Dr. Kuti Lászlónak és Dr. Horváth Márknak a Szent István Egyetem oktatóinak, továbbá Balázs Gábornak és Halász Gézőnek, hogy lehetőséget biztosítottak és segítséget nyújtottak vizsgálatok elvégzéséhez.

Irodalom

- ALLABY, M., COENRAADS, R. R., HUTCHINSON, S., MCGHEE, K., O'BYRNE, J., RUBIN, K. 2008: The Encyclopedia of Earth. Weldon Owen Pty Ltd., Sydney, 608 p.
- ANONYMUS 2009: A tóról röviden. Az ecsédi Vég-tó honlapja (<http://www.ecsedito.hu/atorol>)
- CLEMENT, A. (szerk.) 2007: Vízminőség szabályozás. BME Vízi közmű és környezetmérnöki tanszék, Budapest 75 p
- FÖLDESSY J., CSERNY T., HARTAI É., KUTI L., NOVÁKY B., PAPP Z., SZABÓ I., SZLÁVIK L., SZÜCS P. 2008: Környezetföldtan 74. —75. pp.
- GRAY, T. 2009: The Elements. — Black Dog & Leventhal Publisher Inc. New York 240 p.
- LÁNG I., BÁNDI Gy., BÖRZSÖNYI M., HARDI P., JÁSZAY T., KÖRÖS E., PERCZEL Gy., PETHES Gy., SIMON T., STEFANOVITS P., SZEBÉNYI I. 1993: Környezetvédelmi Lexikon I—II. Akadémiai Kiadó és Nyomda, Budapest 527 p
- MAGYAR SZABVÁNYÜGYI TESTÜLET 1993: Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés. — MSZ 12749:1993
- SZOBOSZLAY S., KRISZT B. 2010: Környezeti elemek védelme. Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő, 130 p.
- ZSENI A., BULLA M. 2002: Vízminőségvédelem. Széchenyi István Egyetem, Építési és Környezetmérnöki Intézet, Győr, 168 p.

ENVIRONMENTAL ANALYTICS OF THE WATER QUALITY AND SEDIMENT FROM LAKE VÉG OF ECSÉD

J. GRÓSZ¹, I. DR. FEKETE KRUPPINÉ²

¹1162 Budapest, Állás utca 23., e-mail: groszenator@gmail.com

²SZIE-MKK, Környezettudományi Intézet, Kémiai és Biokémiai Tanszék
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1., e-mail: fekete.ilona@mkk.szie.hu

Keywords: environmental analytics, water quality, sediment analytics, environmental conditional

Our paper deals with the examinations of the water quality, the sediment and environmental analytics of lake Vég of Ecséd. Since 2007, We've sunk several times per yearly in the lake. The diving made us realize, that the technique enables the sampling of areas, which would normally be impossible to reach, or would require a high amount of investment. The diving technique allows an in-depth and more detailed examination of the aquatic systems. The aim of the project was not only to define the environmental state of the lake Vég of Ecséd by instrumental analytic examinations, but also to decide if the water from Ágói brook has any effect on the lake; moreover, to compare the accuracies of on-site measurements and laboratory examinations. During the diving, the depth data of the lake bed were recorded by a diving computer, which enabled the 3D mapping of the lake bed. During the sampling sessions, 237 water samples were taken from the lake Vég. With the help of diving equipment 6 sediment samples were brought up from different depths and 30 water samples were taken from Ágói brook in three different sampling sessions. A sediment analysis was carried out, where the element content of the samples were defined by using ICP OES. The water samples went through on-site measurements and

chemical and physical measurements, and also ecotoxicology and laboratory examinations were carried out. The results of the samplings from the lake showed that the water is contaminated by nitrite, nitrate and ammonium. The water of the lake, however, was proved to be excellent in terms of quality. The main reason of the brook being contaminated is that the sewerage of the precincts is not complete, which lead to the contamination of the underground water as well. The good environmental and ecological state of the lake is due to several factors. On one hand, the examination of the hidrologic and geologic data led to the realization that the water course is bordered by a lignite wall. The subsurface water, which feeds the lake, arrives to the lake through a carbon wall. This formation functions as a natural filter, and clears the water from polluting components. On the other hand, it is due to the strict rules of the usage of the lake, taken by its owner. He makes a great effort to cater for the lake. These actions make it possible to avoid, that pollution from inner sources get into the water. The care for the lake can be stated as a nation-wide example.

NÉPSZERŰ VÁROSI FAFAJOK ÁRNYÉKOLÓKÉPESSÉGÉNEK VIZSGÁLATA SZEGEDEN

TAKÁCS Ágnes, KISS Márton, GULYÁS Ágnes, KÁNTOR Noémi

Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék
6722 Szeged, Egyetem utca 2. e-mail: takacsagi@geo.u-szeged.hu

Kulcsszavak: városökológia, városi fák, árnyékhatás, transzmisszivitás

Összefoglalás: A városi faállomány számos aspektusból kedvezően befolyásolja egy város ökológiai állapotát. Például, klímamódosító potenciálja révén a fás vegetáció pozitívan hat a városi lakosság hőérzetére és komfortérzetére. A mikroklimatikus hatások feltárása céljából végzett terepi mérések, valamint modellfuttatások is kimutatták, hogy a fák elsősorban árnyékhatásuk révén képesek enyhíteni az emberi szervezetet érő hőstressz mértékét. A napsugárzás redukciójának hatékonyságát a lombzat transzmisszivitásának (napsugárzás-áteresztőképessége) mérőszámával írhatjuk le, melynek értéke nem csupán fajonként változik, de a lombkorona évszakos változásának és egészségi állapotának is függvénye. Ebben a tanulmányban négy, magyarországi viszonyok között gyakran előforduló városi fafaj (kislevelű hárs – *Tilia cordata*, japánakác – *Sophora japonica*, nyugati ostorfa – *Celtis occidentalis* és fehér vadgesztenye – *Aesculus hippocastanum*) árnyékolóképességét vizsgáljuk. A városi fás vegetáció – közép-európai klimatikus körülmények között kifejtett – kisléptékű hatására vonatkozóan még kevés az ismeretünk, ezért munkánkkal szeretnénk elősegíteni jövőbeli, ezzel foglalkozó tanulmányok megszületését. Ebből kifolyólag nagy hangsúlyt fektetünk a kutatás módszertani alapjaira, valamint kitérünk a gyakorlati megvalósítás nehézségeire is.

Bevezetés

A klímaváltozás, valamint a városi népesség világszerte tapasztalható növekedése fontos feladatokat jelöl ki mind a városökológia, mind a gyakorlati tervezés számára. Számos olyan tanulmányra van szükség, mely a természeti környezeti tényezők időbeli, valamint térbeli folyamatait tárja fel a speciális helyzetű és szerepű városökológiai rendszerekben (MEZŐSI et al. 2007). A tudományos munkáknak egy jelentős része a városklíma-jelenség mérésére, illetve modellezésére irányul (UNGER és SÜMEGHY 2002, UNGER et al. 2011). Ezek közül hosszú évek óta kiemelt figyelem övezi a városoknak a környező területekhez képest megváltozott hőmérsékleti viszonyait, részleteiben feltárva az ún. városi hősziget jelenségét (UNGER ET AL. 2014). A zömében mesterséges anyagokból álló, összetett városi felszín és az antropogén hőtermelés hatására fellépő hőmérsékleti többlet, valamint a városok csökkent átszellőzési képessége jelentősen növelik az emberi hőterhelés mértékét, ami megfelelő adaptációs lehetőségek feltárását, illetve kidolgozását igényli.

A városi zöldfelületek – különösképpen a városi faállomány – tekinthetőek az egyik legsokoldalúbb alkalmazkodási, s egyben mitigációs stratégiának, így védelmük és kiterjedésük növelése fontos feladat (XIAO et al. 1998, TYRVÄINEN et al. 2003, BALOGUN et al. 2014, NOWAK et al. 2014, HAASE et al. 2014). A növényzet – mint az egyik legfontosabb várostervezési elem – körültekintő alkalmazása révén nem csupán esztétikus, de a fenntarthatóság elveivel nagyobb összhangban lévő városkép alakítható ki (MADUREIRA és ANDRESEN 2014). A fentiek értelmében a városökológiai kutatások egyik fő irányvonala a növényzet környezeti szerepének pontos feltárására törekszik, valamint az általuk biztosított szerteágazó ökoszisztéma szolgáltatások kvantitatív értékelésére helyezi a hangsúlyt (LOVELL és TAYLOR 2013, HAASE et al. 2014). A megfelelő indikátorok és értékelési módszerek kidolgozása rendkívül fontos a gyakorlati várostervezés segítése szempontjából, melynek jelentőségét több nemzetközi szakpolitikai dokumentum és szervezet is hangsúlyozza (PERRINGS et al. 2011, TEEB 2011). A Zöld Infrastruktúrára alapozott fejlesztés az Európai

Unió 2020-ig szóló Biodiverzitás Stratégiájának fontos célkitűzései közt is szerepel (EURÓPAI BIZOTTSÁG 2011).

A fás vegetáció több aspektusból is kedvezően befolyásolja egy település klimatikus viszonyait, így mikro- és lokális léptékű hatásaik feltárása régóta szerepel a városökológiai kutatások palettáján (ANDRADE és VIEIRA 2007). A városi ökoszisztéma szolgáltatások elemzéséhez több ízben is kidolgoztak már indikátorokat a növényzet klíma-regulációs hatásának térképezésére, más szolgáltatásokkal közös integrált értékelésére. A fák széles körben ismert hűtőhatása miatt az értékelő eljárások többsége a növényzet léghőmérséklet-csökkentő hatását veszi figyelembe valamilyen módon (DOBBS et al. 2011, BREUSTE et al. 2013). Részben abból adódóan, hogy a fák természetes árnyékoló objektumként működnek, másrészt pedig fokozzák az evapotranspiráció mértékét, a nagyobb zöldfelületek jelentősen hűvösebbek lehetnek a környező beépített területeknél (BOWLER et al. 2010, LIN és LIN 2010, NOURI et al. 2013). Ez a jelenség (ún. Park Cool Island) a felszínhőmérsékletet tekintve különösen számottevő különbségeket jelenthet, ami műholdfelvétel-alapú elemzésekkel is jól kimutatható (CAO et al. 2010, REN et al. 2013).

Fontos leszögezni ugyanakkor, hogy az emberi hőérzetet a léghőmérsékleten kívül jelentősen befolyásolja a levegő nedvességtartalma, a légáramlás, valamint az ún. átlagos radiációs hőmérséklet (mean radiant temperature) is (MAYER 2008). Utóbbi az emberi szervezetet érő rövid- és hosszuhullámú sugárzási komponensek hőhatását fejezi ki °C mértékegységben (KÁNTOR és UNGER 2011). Számos külföldi és hazai vizsgálat kimutatta már, hogy az emberi testet érő termikus terhelés nagysága nyári időszakban elsősorban ennek a paraméternek a függvénye (MAYER et al. 2008, SHASHUA-BAR et al. 2011, TAKÁCS 2013, ÉGERHÁZI et al. 2013, 2014, KÁNTOR et al. 2016). Az átlagos radiációs hőmérséklet aktuális értékét és változását egy adott helyszínen a sugárzási viszonyok határozzák meg. Elsősorban az, hogy az adott pontot milyen mértékben és mennyi ideig éri direkt napsugárzás, ami az árnyékolás függvénye. Másodsorban pedig az, hogy az ott található felszínnek milyen mértékben verik vissza a napsugárzást, illetve milyen mértékben nyelik el és sugározzák vissza hosszuhullámú sugárzás formájában, ami a felszínborítás, illetve a környező tereptárgyak anyagi minőségének függvénye (ERELL et al. 2011). Az emberi szervezetet érő nyári hőterhelés mérséklése tehát legkézenfekvőbb módon árnyékolás révén oldható meg, vagyis e szempontból (is) érdemes kiemelt figyelmet szentelni a városi fás vegetációnak.

A fentiek értelmében a növényzet hőstressz-mérséklő hatásának kutatása során az egyik legalapvetőbb feladat a városi környezetben gyakran alkalmazott fafajok árnyékolóképességének megállapítása, összehasonlítása. Az évszakosan változó időjárási háttérrel rendelkező, meleg / forró nyarú területeken olyan fafajok telepítése javasolt, melyeknek a lombfakadása tavaszra tehető, emellett teljes kifejlődésükkor kiterjedt lombkoronával rendelkeznek, s lombzatuk napsugárzásra vonatkozó *transzmisszivitása* (áteresztőképessége) viszonylag kicsi.

Jelen tanulmány néhány, hazai körülmények között gyakran alkalmazott városi fafaj árnyékolóképességének vizsgálatával foglalkozik, s Szeged első, 13 napot felölelő transzmisszivitás mérésorozatának tapasztalataira támaszkodik. A különböző fajok napsugárzás-áteresztőképességére vonatkozó adatok közvetlenül hasznosíthatók lehetnek a gyakorlatban, ugyanakkor erre vonatkozó eredményekkel még kevés kutatás szolgált ez idáig, és a méréssel kapcsolatos módszertani tapasztalat is csekély. Különösképpen igaz ez a hosszantartó, több évszakban kivitelezett vizsgálatokra. Éppen ezért, a további hasonló jellegű munkák elősegítése érdekében a méréssel kapcsolatos módszertani tapasztalatok ismertetése is dolgozatunk céljai között szerepel.






Vizsgált fajok, helyszínek és módszerek

A transzmisszivitás értékek kiszámításához szükséges mérésorozatot 2014 nyarán indítottuk el a Dél-Alföldi régió legnagyobb városában, Szegeden (é. sz. 46°15', k. h. 20°9'). A vizsgálathoz négy, közép-európai klímikus körülmények közt gyakran előforduló városi fafajt választottunk ki:

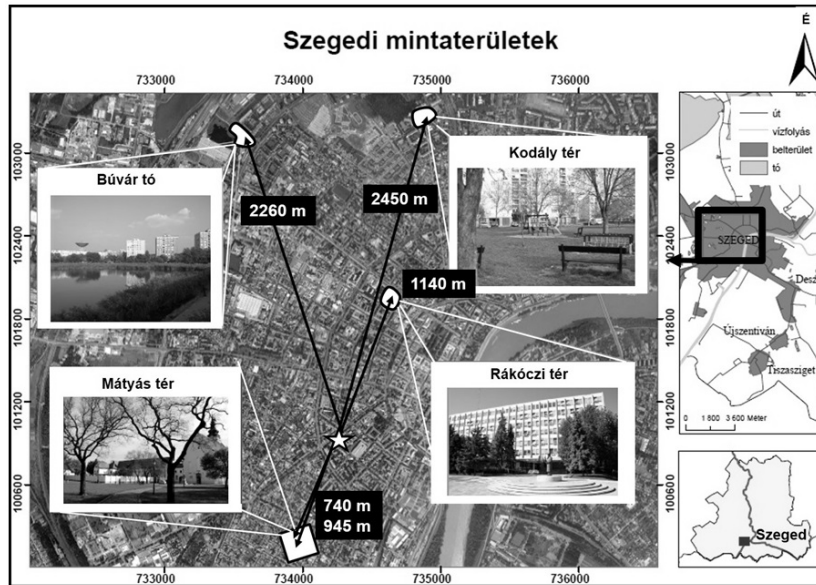
- kislevelű hárs – *Tilia cordata*
- japánakác – *Sophora japonica*
- nyugati ostorfa – *Celtis occidentalis*
- fehér vadgesztenye – *Aesculus hippocastanum* (1. táblázat).

Ezek a fajok nem csupán Szegeden képviselik magukat szép számmal, de Magyarország többi városában is gyakran láthatjuk őket parkokban, tereken vagy utcai sorfaként.

1. táblázat A vizsgálatba bevont szegedi faegyedek jellemzői
Table 1. Attributes of the investigated tree specimens in the city of Szeged

					
Latin név	<i>Tilia cordata</i>	<i>Sophora japonica</i>	<i>Celtis occidentalis</i>	<i>Aesculus hippocastanum</i>	<i>Aesculus hippocastanum</i>
Magyar név	Kislevelű hárs	Japánakác	Nyugati ostorfa	Fehér vadgesztenye	Fehér vadgesztenye
Terület	Mátyás tér	Mátyás tér	Búvár tó	Rákóczi tér	Kodály tér
Koordináták	46°14'30"E 20°08'15"K	46°14'25"E 20°08'08"K	46°16'02"E 20°07'53"K	46°15'26"E 20°08'42"K	46°16'07"E 20°08'56"K
Teljes magasság [m]	15,5 m	12 m	9 m	15 m	13,5 m
Törzsmagasság [m]	2,5 m	3 m	1,8 m	2 m	2,5 m
Korona átmérő [m]	9 m	12 m	14 m	10 m	9 m
Törzsátmérő [cm]	70,5 cm	75 cm	70 cm	78 cm	57 cm

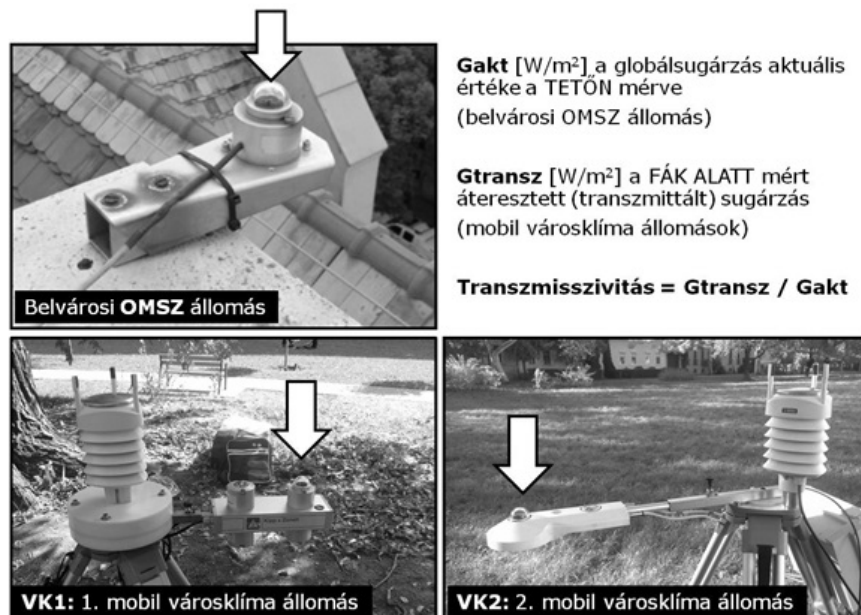
A vizsgált faegyedek és a mintaterületek kijelölésekor fontos szempont volt, hogy a kiválasztott fa egészséges és kifejlett példány legyen (1. táblázat). Továbbá arra is kiemelt figyelmet fordítottunk, hogy a mérési periódus során (tipikusan 10:00 – 16:00 között) más objektumok (vagyis más fák vagy épületek) hatása ne befolyásolja számottevő mértékben a mérési eredményeket. Az ideális mérési helyszín kiválasztása érdekében a konkrét mérésorozatot több szegedi terepbejárás előzte meg. Megfelelő állapotú és elhelyezkedésű *Tilia cordata* és *Sophora japonica* példányt a Mátyás téren találtunk (1. ábra). A kiválasztott *Celtis occidentalis* a Búvár tó mellett áll, a vizsgálandó *Aesculus hippocastanum* egyedet pedig a Rákóczi téren jelöltük ki. Erről az utóbbi fáról azonban a nyári mérésorozat közepén láthatóvá vált, hogy a lombzatát megtámadta a vadgesztenye-aknázómoly (*Cameraria ohridella*) – ami a lomb idő előtti elvesztését okozza – így a vizsgálatok folytatásához új, egészséges egyedet jelöltünk ki a Kodály téren (1. ábra).



1. ábra A vizsgálat mintaterületei, illetve a kiválasztott faegyedek légvonalbeli távolsága a belvárosi OMSZ állomástól

Figure 1. Study areas, as well as the aerial distance of the investigated tree specimens from the inner-city weather station

A vizsgálatba bevont fák transzmisszivitás értékeinek meghatározásához szükség volt a globálsugárzás (a felső hemiszféra irányából érkező rövidhullámú sugárzás: direkt és szórt napsugárzás összessége) értékeinek mérésére egyrészt a fák lombkoronája alatt (transzmittált, vagyis áteresztett globálsugárzás – G_{transz} [W/m^2]), másrészt pedig egy égboltkorlátozástól mentes, lehetőleg közeli ponton (globálsugárzás aktuális értéke – G_{akt} [W/m^2]). A fajspecifikus transzmisszivitás értékek a két paraméter hányadosaként állnak elő: $transzmisszivitás = G_{transz} / G_{akt}$ (2. ábra).



2. ábra A transzmisszivitás számításához szükséges sugárzások mérése Kipp&Zonen sugárzásmérőkkel: a Szeged belvárosában elhelyezkedő egyetemi OMSZ állomás piranométere, valamint a fák alatti mérésekhez felhasznált mobil állomások (kiemelve a műszerek piranométereit)

Figure 2. Radiation flux density measurements with Kipp&Zonen radiometers for transmissivity calculation: pyranometer of the inner-city weather station, as well as the mobile urban climate stations under the trees, highlighting their pyranometers

A fák alatti méréseket két speciális városklíma-állomással hajtottuk végre, egy napon párhuzamosan két kiválasztott faj lombkoronája alatt (2. ábra, 2. táblázat). Az állomásokat a fatörzstől északi irányba 2 méter távolságra helyeztük, ügyelve a lombzaton áteresztett sugárzást mérni hivatott piranométer vízszintezésére és déli tájolására. A mobil városklíma-állomások felszereltsége lehetővé teszi a sugárzási mérleg rövid- és hosszuhullámú komponenseinek szeparált mérését (Kipp & Zonen nettó sugárzásmérő), valamint egyéb mikroklimatológiai paraméterek rögzítését is (Vaisala WXT 520). A két állomás csupán a sugárzásmérők típusában tér el: az egyik állomás a korábbi gyártmányú CNR 1, míg a két évvel fiatalabb állomás már CNR 4 műszerrel van felszerelve. A nettó sugárzásmérő alapbeállítása esetén egy piranométer és egy pirgeométer a felső hemiszférából, míg egy másik piranométer és pirgeométer az alsó hemiszférából érkező rövid-, illetve hosszuhullámú sugárzást detektálja.

2. táblázat A 2014-es szegedi transzmisszivitás mérések
Table 2. Transmissivity measurements in Szeged during 2014

<i>Tilia cordata</i>	<i>Sophora japonica</i>	<i>Celtis occidentalis</i>	<i>Aesculus hippocastanum</i>
2014-07-01	2014-06-27	2014-07-02	2014-07-04
	2014-07-25		2014-07-24
	2014-08-28		2014-09-09
	2014-09-18		
	2014-09-29		2014-09-30
	2014-10-28		2014-11-04

A fák lombkoronájára jellemző transzmisszivitás-értékek meghatározásához a felső piranométerek által mért 1 perces átlagadatokat használtuk, mint G_{transz} értékeket (2. ábra). A globálisugárzás aktuális értékét (G_{akt}) a Szegedi Tudományegyetem Ady téri épületének tetején üzemelő piranométer (Kipp & Zonen CM 11) rögzítette, a talajszint felett kb. 18 m magasságban (1. és 2. ábra). Ez a műszer az Országos Meteorológiai Szolgálat által Szeged belvárosába telepített műszeregység részét képezi, s mint ilyen, adatsorának felbontása 10 perces. Az összevethetőség kedvéért a fák alatt mért 1 perces adatokból is 10 perces átlagértékeket képeztünk a transzmisszivitás-értékek kiszámítása előtt.

A méréssorozatot 2014 júniusának végén kezdtük el, s novemberig összesen 13 napról állt rendelkezésünkre mérési adat. Az eredeti koncepció szerint a méréseket igyekeztünk derült időjárási helyzetű napok nappali óráira időzíteni és minden faj alatt legalább havi egy alkalommal mérni egy éven keresztül, hogy a lombkorona évszakos változásának hatásait nyomon tudjuk követni (2. táblázat). A nyári időszak alatt sajnálatos módon többször előfordult, hogy a tiszta égboltviszonyok nem tartottak ki a mérési órák teljes hossza alatt.

A sugárzási adatokból számított transzmisszivitás értékek alakulását rendszerint több tényező is befolyásolja. A rendelkezésre álló néhány hónapnyi mérési eredmény elemzésével két kérdésre keressük a választ:

- Kimutatható-e a vizsgált fajok áteresztőképessége közt számottevő különbség, és ha igen, akkor milyen mértékű, s az évnek mely szakában a legjelentősebb?
- Milyen mértékben befolyásolja a lombkorona állapotváltozása (lombhullás) a napsugárzás-áteresztőképességet különböző fajok esetén?

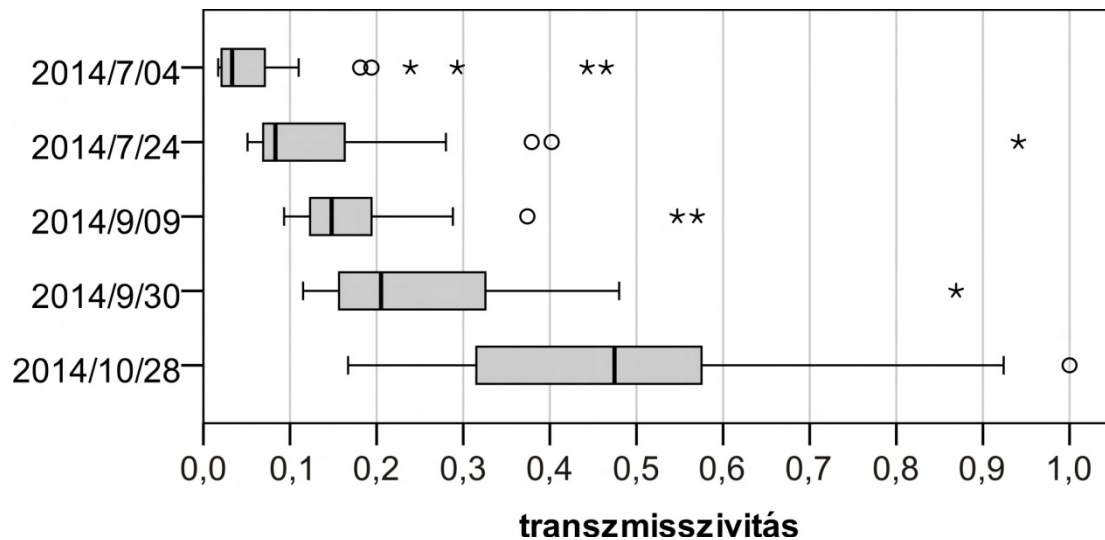
A számításokhoz, valamint az eredmények ábrázolásához a Microsoft Excel és a PASW Statistics programokat alkalmaztuk. Mivel a transzmisszivitás-mérés természeténél fogva eredményezett kiugróan magas értékeket (direkt napsugár pillanatnyi áttűzése a lombkorona résein), s a kapott adatok általában az alacsonyabb értékek körül tömörülnek, ezért a transzmisszivitás értékeket megfelelőbbnek láttuk a minta eloszlásával, pontosabban a percentilis értékekkel jellemezni, s nem csupán az extrém értékekre érzékeny számtani átlaggal. Ugyanezen megfontolásból az éves, illetve a fajközi összevetéshez elsősorban a

minták medián-értékeit (50%-os percentilis), illetve az interkvartilis tartományt (25 és 50%-os percentilis közé eső értékeket) alkalmaztuk.

Eredmények és megvitatásuk

A lombkorona évszakos állapotváltozása

Mivel a vadgesztenye mérési napjai közül került ki a legtöbb olyan eset, amikor a mérés majdnem teljes hossza alatt derült égboltviszonyok uralkodtak, így a lombzat változásával összefüggő napsugárzásáteresztő-képesség változását ennek a fajnak a példáján mutatjuk be. A vizsgált nyári és őszi napokra kapott transzmisszivitás-értékek gyakorisági eloszlását a 3. ábra dobozdiagramjai szemléltetik, s tömören a 3. táblázat foglalja össze a különböző napi eloszlásokra jellemző statisztikákat. A vadgesztenye lombjának hervadása, illetve lehullása tisztán leolvasható a kapott eredményekből: nyárból ősze fordulva a transzmisszivitás-értékek számottevően megnövekedtek, ahogyan ez az eloszlásokat jellemző valamennyi percentilis-érték emelkedéséből látható. Míg a vadgesztenye lombkoronájának teljességgel ép állapotában (2014. július 4-én) a számított transzmisszivitás-értékek fele 0,033 alatt maradt, addig az utolsó mérési napon (2014. október 28-án) a medián értéke már 0,475-nek adódott (3. ábra, 3. táblázat).



3. ábra Az *Aesculus Hippocastanum* transzmisszivitás értékeinek gyakorisági eloszlását mutató dobozdiagramok különböző napokon

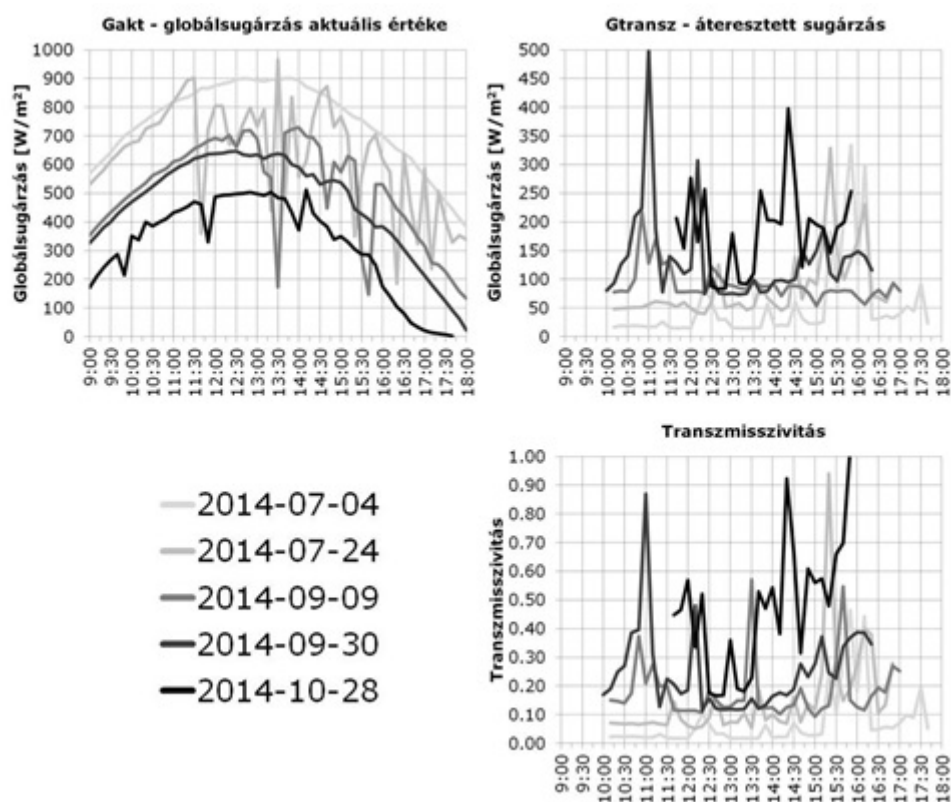
Figure 3. Box-plots indicating the frequency distribution of the *Aesculus Hippocastanum*'s transmissivity in different days of the year

3. táblázat Az *Aesculus Hippocastanum* egyedre számított transzmisszivitás eloszlását leíró percentilis értékek a különböző mérési napokon

Table 3. Percentile values characterizing the distribution of *Aesculus Hippocastanum*'s transmissivity in different times of the year

Dátum	percentilisek				
	10	25	50	75	90
2014-07-04	0.017	0.021	0.033	0.071	0.208
2014-07-24	0.061	0.069	0.083	0.166	0.278
2014-09-09	0.114	0.123	0.148	0.195	0.284
2014-09-30	0.119	0.155	0.205	0.337	0.387
2014-10-28	0.173	0.293	0.475	0.584	0.767

Néhány fontosabb megállapítás alátámasztásához szükségesnek tartottuk, hogy a transzmisszivitás, illetve az áteresztett és az aktuális globálisugárzás napi változásait grafikusán is ábrázoljuk (4. ábra). A globálisugárzás-görbék harangalakja tanúskodik arról, hogy a kiválasztott napokon szinte mindvégig derült időjárási körülmények uralkodtak (leszámítva a július végi napot). Annak ellenére, hogy nyárból az ősz vége felé haladva a napmagasság csökkenésével párhuzamosan a globálisugárzás aktuális értékei is csökkentek (G_{akt} maximális értékei az első nap 900 W/m²-es értékéről az utolsó napon közel 500 W/m²-re csökkentek), a fa alatt mért áteresztett sugárzás (G_{transz}) egyre magasabb értékeket vett fel. Az áteresztett sugárzás mennyisége az első napon mindvégig az aktuális globálisugárzás 50%-a alatt maradt, ezzel szemben az utolsó mérési napon az esetek több mint felében meghaladta az 50%-ot. A fent említetteknek megfelelően ennek az a triviális magyarázata, hogy a fa lombkoronája nyáron még teljesen ép volt, így jelentős mértékű árnyékolásra volt képes. A G_{transz} értékeinek az utolsó mérési napon látható, dél körüli jelentősebb visszaesése a törzs, illetve a fő vázágak árnyékhatásának következménye (4. ábra).



4. ábra A globálisugárzás napi menete az *Aesculus Hippocastanum* mérési napjain, valamint a faj napsugárzás áteresztőképességének évszakos változása

Figure 4. Daily course of global radiation on the measurement days of *Aesculus Hippocastanum*, as well as the yearly change of solar permeability in the case of this species

Az eredeti mérési koncepció gyenge pontjára rámutató jellegzetességre lehetünk figyelmesek a 2014. szeptember 9-i mérési nap példáján (4. ábra). Helyi nyári időszámítás szerinti 13:30 és 15:40 órákor a transzmisszivitás-értékek hirtelen megugrása tapasztalható, mely azonban nem magyarázható az áteresztett sugárzás értékeinek emelkedésével, azok ugyanis közel ugyanolyan értéken maradtak az egész nap folyamán (különösen 11:30 után). A transzmisszivitás, vagyis a lombzat áteresztőképességének megemelkedése csupán látszólagos ezekben az esetekben, s valójában a globálisugárzás hirtelen visszaesésének számlájára írható (G_{transz}/G_{akt} hányados nevezőjének csökkenése eredményezi, s nem a számláló emelkedése). Amennyiben ez a „háttéradat” (G_{akt}) a vizsgált fák közvetlen

környezetéből (vadgesztenye esetén ugyancsak a Kodály térről) származna, s nem a 2450 méter távolságban elhelyezkedő belvárosi OMSZ állomásról, úgy a fa alatti áteresztett sugárzás (G_{transz}) adatnak is vissza kellett volna esnie az említett időpontokban. Ehelyett valószínűleg az történt, hogy az egyetemi állomás piranométerére egy-egy rövid időszakra árnyékot vetett egy nagyobb felhő, melynek hatása azonban a két pont közötti távolság révén nem érvényesült a fás mérőhelyen.

Fajok közötti eltérések

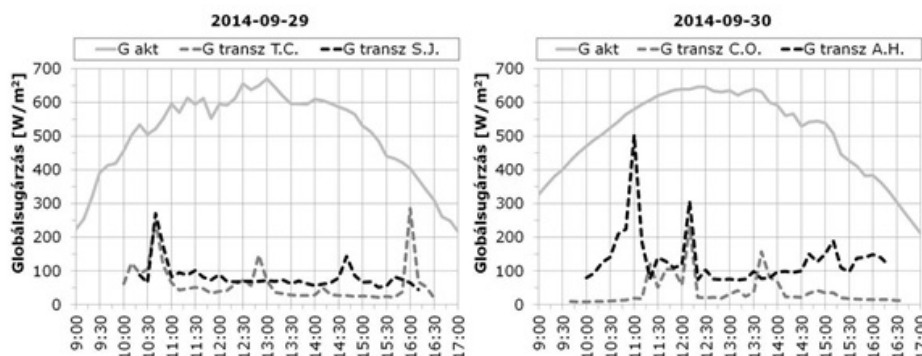
Mivel az előző bekezdésekben vázolt probléma (látszólagos transzmisszivitás-növekedés) több, változékony égboltviszonyokkal jellemezhető mérési napon is felmerült, a fajközi összehasonlítást olyan mérési napok példáján végezzük el, amikor a folyamatosan derült égboltnak köszönhetően ennek hatása egyértelműen kizárható. Megfelelő időjárási háttérükből és közelségükből kifolyólag a szeptember végi mérési napokat választottuk ki e célra (4. táblázat, 5. és 6. ábrák).

4. táblázat A különböző fajokra számított transzmisszivitás eloszlását leíró percentilis értékek a szeptember végi mérési napokon (2014-09-29 és 2014-09-30)

Table 4. Percentile values characterizing the distribution of transmissivity in different species in the end of September (29/Sep/2014 and 30/Sep/2014)

Faj	percentilisek				
	10	25	50	75	90
<i>Celtis occidentalis</i>	0.020	0.032	0.041	0.069	0.166
<i>Tilia cordata</i>	0.046	0.050	0.077	0.129	0.225
<i>Sophora japonica</i>	0.105	0.107	0.129	0.160	0.208
<i>Aesculus hippocastanum</i>	0.119	0.155	0.205	0.337	0.387

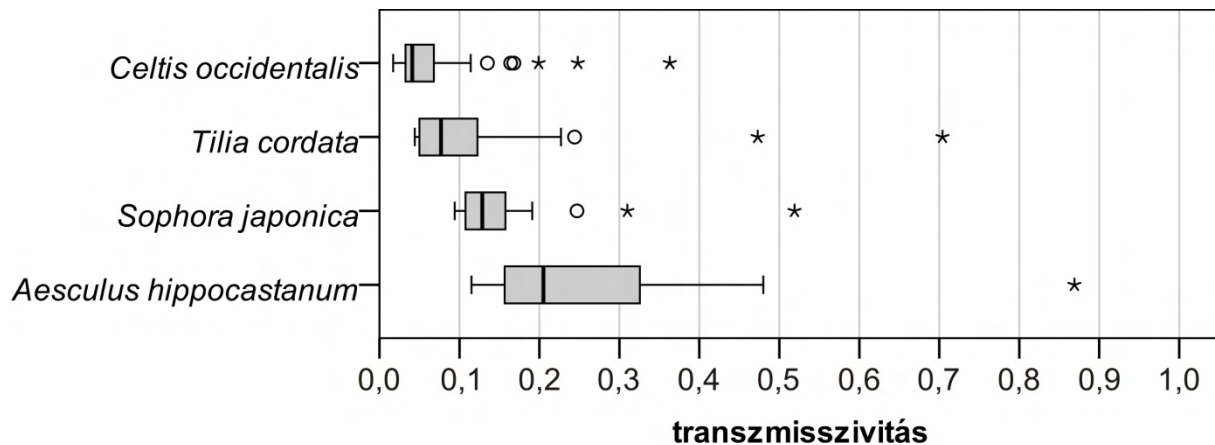
Az 5. és 6. ábrákon, valamint a 4. táblázat értékeiben látható, hogy 2014. szeptember 29-én párhuzamosan vizsgált *Tilia cordata* és *Sophora japonica* közül az utóbbi lombozata jellemezhetőbb nagyobb áteresztőképességgel. A különbség a következő napon vizsgált *Celtis occidentalis* és *Aesculus hippocastanum* között még markánsabb; utóbbi egyértelműen nagyobb és változékonyabb áteresztőképességgel jellemezhető. Míg a *Celtis occidentalis* transzmisszivitás értékei az esetek 75%-ában 0,07 alatt maradtak és a kiugró értékek sem emelkedtek soha 0,04 fölé, az *Aesculus hippocastanum* értékei mind 0,1, sőt az esetek felében 0,2 feletti, valamint sokkal nagyobb értékűek a kiugrások (5. és 6. ábra).



5. ábra A különböző fajok (*T.C.* – *Tilia Cordata*, *S.J.* – *Sophora Japonica*, *C.O.* – *Celtis Occidentalis* és *A.H.* – *Aesculus Hippocastanum*) napsugárzás áteresztőképességének összevetése két egymást követő derült őszi napon (G_{akt} – a globálisugárzás aktuális értéke, G_{transz} – a fa alatt mért áteresztett sugárzás)

Figure 5. Comparison of the solar permeability of different species (*T.C.* – *Tilia Cordata*, *S.J.* – *Sophora Japonica*, *C.O.* – *Celtis Occidentalis* és *A.H.* – *Aesculus Hippocastanum*) on consecutive and clear autumn days (G_{akt} – actual value of global radiation, G_{transz} – transmitted radiation measured under the tree)

A négy fafaj transzmisszivitás-értékeinek gyakorisági eloszlását szemléltető dobozdiagramokra (6. ábra) tekintve egyértelműen felállítható az árnyékoláshatékossági sorrend. A legerősebb árnyékhatással a *Celtis occidentalis* rendelkezik, 0,041-es medián értékkel, valamint igen szűk interkvartilis (0,032–0,069) terjedelemmel (4. táblázat). Ezt a fajt a *Tilia cordata* követi (medián: 0,077), majd a *Sophora japonica* (0,129), s végül az *Aesculus hippocastanum* (0,205). A szeptember végi állapotban utóbbi faj nem csupán nagyobb transzmisszivitás értékekkel bír, de azok eloszlása is tágabb interkvartilis tartományt ölel fel (0,155–0,337). Ezzel szemben a többi faj átérésztőképességét jellemző értékek sokkal szűkebb tartományban összpontosulnak.



6. ábra A négy vizsgált fafaj szeptember végi (2014-09-29 és 2014-09-30) állapotát jellemző transzmisszivitás értékek

Figure 6. Transmissivity values of different tree species at the end of September (29/Sep/2014 and 30/Sep/2014)

Terepi tapasztalatainkkal összecseng az *Aesculus hippocastanum* szeptember végi utolsó helye az árnyékolási rangsorban: a négy vizsgált fa közül ez a faj kezdi ugyanis legkorábban lehullajtani a leveleit, így magasabb transzmisszivitása a fán lévő kevesebb levéllel magyarázható. Ezt a fajt a *Tilia cordata* és a *Celtis occidentalis* követi az őszi lombvesztés időzítését tekintve (nagyjából egy időszakban), majd a *Sophora japonica* zárja a lombhullási sort. Ehhez képest a *Sophora japonica* nagyobb átérésztőképességgel rendelkezett a szeptember végi napokon, mint a *Tilia cordata* és a *Celtis occidentalis*, ami tehát nem a fán lévő levélmennyiséggel, hanem a levelek összfelületével, illetve a levélsűrűséggel (LAI – leaf area index, LAD – leaf area density) van összefüggésben. A *Tilia cordata* és a *Celtis occidentalis* egyrészt nagyobb méretű levelekkel, másrészt jóval sűrűbb levélzettel rendelkeznek, mint a *Sophora japonica*.

Fontos megjegyezni azonban, hogy a lombfakadási sorrend is hasonlóképpen alakul tavasszal: az *Aesculus hippocastanum* nyitja és a *Sophora japonica* zárja a sort. Ezért egy későbbi, minden évszakot magában foglaló elemzés jóval realisabb képet fog majd nyújtani a vizsgált fajok árnyékoló képességének hatékonyságáról, illetve arról, hogy a különböző évszakok bioklimatikus viszonyait tekintve mennyire kedvező (vagy éppen kedvezőtlen) az árnyékolóhatásuk.

Következtetések és kitekintés

A tanulmányunkban bemutatott néhány hónapos mérésorozat adatai nem elegendőek általánosan alkalmazható következtetések levonására az egyes fafajok pontos árnyékoló-képességével kapcsolatban. Ugyanakkor, az eredményeink alapján jól felismerhetőek a lombhullató fák transzmisszivitás értékét befolyásoló tényezők (lombozat évszakai változása, felhősödés) hatásai. Ezek a megállapítások pedig módszertani segítséget adhatnak a témával kapcsolatos mélyebb elemzésekhez, valamint további fajok vizsgálatához.

A felhősödésre és a mérőpontok közötti távolságra visszavezethető probléma több fajtában többször eredményezte a transzmisszivitás értékek hirtelen megugrását a G_{transz}/G_{akt} hányados nevezőjének csökkenése, s nem pedig a számláló emelkedése által. Továbbá, olyan szituációk is előfordultak néha, melyek során a fák alatt magasabb globálsugárzás értéket mértünk, mint a tetőn. Az ilyen esetekre az a magyarázat adható, hogy míg az egyetemi épület tetejére telepített műszerre árnyékot vetett egy adott felhő (és így az ott mérhető G_{akt} lecsökkent), addig a tőle távolabb lévő mérési tereket zavartalanul érthette a direkt sugárzás. Sőt a felhők oldaláról nagymértékben szóródó rövidhullámú sugárzási komponensek jelentősen megnövelhetik a más pontokon mért globálsugárzás aktuális értékét (annak szórt komponensét), melyek így a haranggörbeszerű lefutáshoz képest magasabbra szökő értékeket is tartalmazhatnak (UNGER és SÜMEGHY 2002). A transzmisszivitás értékek ilyen látszólagos megugrásának problémáját a 2015-ös mérések során a mérési koncepció újragondolásával igyekeztünk orvosolni.

A 2015-ben kivitelezett – tavasztól őszig tartó – újabb mérésorozatban elhagytuk az egyetem tetejére telepített piranométer által szolgáltatott 10 perces felbontású globálsugárzás adatokat, mint referenciaértékeket. Ehelyett a vizsgált területeken, a fák közelében mértük a G_{akt} értékeket is. Az egyik mobil városklíma-állomást (VK1) továbbra is a fák lombkoronája alá helyeztük, a másikat (VK2) pedig ugyanazon területnek egy nyitott, nagy égbolttáthatósági indexszel (SVF – sky view factor) jellemezhető pontjára.

A „látszólagos transzmisszivitás-növekedés” problémájának megoldódása mellett a percenkénti adatrögzítésnek köszönhetően jóval több mérési adathoz jutottunk 2015-ben. Összességében az új mérési elrendezés sokkal részletesebb, többretű analízist tett lehetővé, mint az egyszerű transzmisszivitás-számítás (TAKÁCS ET AL. 2016).

Az egyes faegyedekre vonatkozó mérések és számítások mellett szintén indokolt annak a vizsgálata, hogy az utcai fasorok vagy nagyobb facsoportok klimatikus hatása hogyan érvényesül mikro-, illetve lokális léptékben, továbbá, hogy a nagyobb területeket érintő városfejlesztési beavatkozások tervezésekor mely városrészeket és milyen fajok telepítésével érdemes előnyben részesíteni. Ennek érdekében hosszabb távú kutatásai céljaink között szerepel a különböző közterület-kialakítási alternatívák hőstresszmérséklő hatásának összevetése, valamint egy hazai nagyváros (Szeged) faállományának bioklíma-javító hatásának térképezése.

A hazai települési zöldfelület-menedzsment egyik aktuális kérdése a legmegfelelőbb zöldfelület-értékelési módszerek kidolgozása, illetve a meglévők aktualizálása a klímatudatos várostervezés igényeinek megfelelően. Ehhez nagyban hozzájárulhatnak – az árnyékhatásra vonatkozóan – a kutatásaink egyedszintű eredményei. A városi fafajok lokális léptékű sugárzás- és bioklíma-módosító hatására vonatkozó térképezési módszertan kidolgozása és első alkalmazása pedig az EU Biodiverzitás Stratégiájában szereplő szakpolitikai célokhoz is hozzájárulhat.

Irodalom

- ANDRADE H., VIEIRA R. 2007: A climatic study of an urban green space: The Gulbenkian park in Lisbon (Portugal). *Finisterra* 42: 27–46.
- BALOGUN A.A., MORAKINYO T.E., ADEGUN O.B. 2014: Effect of tree-shading on energy demand of two similar buildings. *Energy and Buildings* 81: 305–315.
- BOWLER D.E., BUYUNG-ALI L., KNIGHT T.M., PULLIN A.S. 2010: Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning* 97: 147–155.
- BREUSTE J., QURESHI S., LI J. 2013: Scaling down the ecosystem services at local level for urban parks of three megacities. *Hercynia* 46: 1–20.
- CAO X., ONISHI A., CHEN J., IMURA H. 2010: Quantifying the cool island intensity of urban parks using ASTER and IKONOS data. *Landscape and Urban Planning* 96: 224–231.
- DOBBS C., ESCOBEDO F.J., ZIPPERER W.C. 2011: A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape Urban Planning* 99: 196–206.

- ÉGERHÁZI L.A., KÁNTOR N., GÁL T. 2013: Evaluation and modelling the micro-bioclimate conditions of a popular playground in Szeged, Hungary. *International Review of Applied Sciences and Engineering* 4: 57–61.
- ÉGERHÁZI L.A., KOVÁCS A., TAKÁCS Á., ÉGERHÁZI L. 2014: Comparison of the results of two micrometeorological models and measurements. *Acta Climatologica et Chorologica Universitatis Szegediensis* 47–48: 33–42.
- ERELL E., PEARLMUTTER D., WILLIAMSON T. 2011: *Urban microclimate: Designing the spaces between buildings*. Earthscan, London.
- EURÓPAI BIZOTTSÁG 2011: Életbiztosításunk, természeti tőkénk: a biológiai sokféleséggel kapcsolatos, 2020-ig teljesítendő uniós stratégia. – COM (2011) 244, Brüsszel, 19 pp.
- HAASE D., LARONDELLE N., ANDERSSON E., ARTMANN M., BORGSTRÖM S., BREUSTE J., GOMEZ-BAGGETHUN E., GREN A., HAMSTEAD Z., HANSEN R., KABISCH N., KREMER P., LANGEMEYER J., RALL E.L., MCPHEARSON T., PAULEIT S., QURESHI S., SCHWARZ N., VOIGT A., WURSTER D., ELMQVIST T. 2014: A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. *Ambio A Journal of the Human Environment* 43: 413–433.
- KÁNTOR N., UNGER J. 2011: The most problematic variable in the course of human-biometeorological comfort assessment – the mean radiant temperature. *Central European Journal of Geosciences* 3: 90–100.
- KÁNTOR N., KOVÁCS A., TAKÁCS Á. 2016: Small-scale human-biometeorological impacts of shading by a large tree. *Open Geosciences* 8: 231–245.
- LIN B.S., LIN Y.J. 2010: Cooling Effect of Shade Trees with Different Characteristics in a Subtropical Urban Park. *HortScience* 45: 83–86.
- LOVELL S.T., TAYLOR J.R. 2013: Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landscape Ecology* 28: 1447–1463.
- MADUREIRA H., ANDRESEN T. 2014: Planning for multifunctional urban green infrastructures: Promises and challenges. *Urban Design International* 19: 38–49.
- MAYER H. 2008: KLIMES – a joint research project on human thermal comfort in cities. *Berichte des Meteorologischen Institutes der Universität Freiburg* 17: 101–117.
- MAYER H., HOLST J., DOSTAL P., IMBERY F., SCHINDLER D. 2008: Human thermal comfort in summer within an urban street canyon in Central Europe. *Meteorologische Zeitschrift* 17: 241–250.
- MEZŐSI G., MUCSI L., RAKONCZAI J., GÉCZI R. 2007: A városökológia fogalma, néhány elméleti kérdése. In: Mezősi G. (szerk.): *Városökológia. Földrajzi Tanulmányok I.* JATEPress, Szeged, pp. 9–17.
- NOURI H., BEECHAM S., KAZEMI F., HASSANLI A.M., ANDERSON S. 2013: Remote sensing techniques for predicting evapotranspiration from mixed vegetated surfaces. *Hydrology and Earth System Sciences* 10: 3897–3925.
- NOWAK D.J., HIRABAYASHI S., BODINE A., GREENFIELD E. 2014: Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution* 193: 119–129.
- PERRINGS C., DURAIAPPAN A., LARIGAUDERIE A., MOONEY H. 2011: The Biodiversity and Ecosystem Services Science-Policy Interface. *Science* 331: 1139–1140.
- REN Z., HE X., ZHENG H., ZHANG D., YU X., SHEN G., GUO R. 2013: Estimation of the Relationship between Urban Park Characteristics and Park Cool Island Intensity by Remote Sensing Data and Field Measurement. *Forests* 4: 868–886.
- SHASHUA-BAR L., PEARLMUTTER D., ERELL E. 2011: The influence of trees and grass on outdoor thermal comfort in a hot-arid environment. *International Journal of Climatology* 31: 1498–1506.
- TAKÁCS Á. 2013: Mikro-bioklimatológiai vizsgálatok egy szegedi sétálóutca példáján. Diplomamunka, Szegedi Tudományegyetem.
- TAKÁCS Á., KISS M., HOF A., TANÁCS E., GULYÁS Á., KÁNTOR N. 2016: Microclimate modification by urban shade trees – an integrated approach to aid ecosystem service based decision-making. *Procedia Environmental Sciences* 32: 97–109.
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity 2011: *TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management*. www.teebweb.org.
- TYRVÄINEN L., SILVENNOINEN H., KOLEHMAINEN O. 2003: Ecological and aesthetic values in urban forest management. *Urban Forestry and Urban Greening* 1: 135–149.
- UNGER J., SÜMEGHY Z. 2002: *Környezeti klimatológia*. JATEPress, Szeged.
- UNGER J., SAVIC S., GÁL T. 2011: Modelling of the annual mean urban heat island pattern for planning of representative urban climate station network. *Advances in Meteorology Paper* 398613.
- UNGER J., LELOVICS E., GÁL T., MUCSI L. 2014: A városi hősziget fogalom finomítása a lokális klímazónák koncepciójának felhasználásával – példák Szegedről. *Földrajzi Közlemények* 138: 50–63.
- XIAO Q., MCPHERSON E.G., SIMPSON J.R., USTIN S.L. 1998: Rainfall interception by Sacramento's urban forest. *Journal of Agriculture* 24: 235–244.

SHADING EFFICIENCY OF DIFFERENT URBAN TREE SPECIES
– INVESTIGATION OF POPULAR URBAN SHADETREES IN SZEGED, HUNGARY

Á. TAKÁCS, M. KISS, Á. GULYÁS, N. KÁNTOR

University of Szeged, Department of climatology and landscape ecology
6722–Szeged, Egyetem Str. 2, e-mail: takacsagi@geo.u-szeged.hu

Keywords: urban ecology, urban tree, shading effect, transmissivity

Abstract: Trees provide several beneficial services for the residents in urban ecosystems. By interception of stormwater, they reduce the risk of flood events; improve the air quality by filtering out air pollutants, as well as they enhance the well-being of citizens due to their aesthetical value and microclimate regulation services. Several studies, based on field measurements or numerical simulations, have already demonstrated that trees have major potential to mitigate the level of human heat stress, first and foremost due to their shade. The efficiency of shadowing, i.e. the sunshine reduction can be characterized with the tree canopy transmissivity (solar permeability), which varies not only among species but depends also on the annual change of the foliage as well as its health conditions. There is a lack of knowledge concerning the bioclimatic effect of urban forestry and single trees in Central-European climate conditions. Therefore the aim of this study is to investigate the solar radiation reduction capacity of four species used frequently as urban trees in Hungarian towns: small-leaved linden – *Tilia cordata*, pagoda tree – *Sophora japonica*, common hackberry – *Celtis occidentalis*, as well as horse-chestnut – *Aesculus hippocastanum*. We have considerably little knowledge about the small-scale microclimatic effects of urban trees among Central European circumstances. With our work, we would like to aid future studies, therefore, we put an emphasis on discussing methodological issues of measurements practical implementation.

ERÓZIÓDINAMIKA VIZSGÁLATA KÜLÖNBÖZŐ TALAJKÉMIAI PARAMÉTEREK ÁLTAL A GERÉZDPUSZTAI MINTALEJTŐKÖN

DOBÓ Zsófia

Szent István Egyetem, Természetvédelmi- és Tájgazdálkodási Intézet
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: dobo.zsofia1990@gmail.com

Kulcsszavak: talajdegradáció, erózió, lejtőhatás, talajvédelem

Összefoglalás: Napjainkban a túlnépesedés és az élelmezési problémák a klímaváltozáson kívül a legfontosabb globálisan megoldandó feladattá nőttek ki magukat. A rohamos tempóban változó klíma, a folyamatosan növekvő élelmiszerigény arra ösztönzi a gazdálkodókat, hogy akár a „jó gazda” gondosságát mellőzve, minden áron növeljék terméshozamukat. A helytelen gazdálkodás és talajművelés is nagymértékben hozzájárul a folyamatos talajpusztuláshoz, mint pl. a talajerózióhoz. A probléma fontosságát felismerve eróziós vizsgálataimat a gerézdpuszta mintaterületen több éve kezdtem. Az utolsó (2014-es) mintavételezésem célja az erózió dinamikájának vizsgálata különböző talajkémiai paraméterek által. A vizsgált terület mintegy 330 m hosszú, átlagosan 16 %-os lejtéssel rendelkező intenzív szántóföld. Közvetlenül a terület mellett kontrollterületet is kijelöltem, mely egy extenzív gyepterület. A terepi mintavételezést és laboratóriumi vizsgálatokat követően az eredmények alapján is egyértelműen kijelenthető, hogy egy lejtőn belül is különböző eróziós zónák találhatóak, melyek megfelelően sűrű mintavételezéssel az eredményekből láthatóak. A lúgos pH és a nagy kalcium karbonát tartalom egyértelműen hajlamosabbá teszi a talajt az erózió-érzékenységre. A növényborítottság fontosságát statisztikailag is igazolták az eredmények, hiszen a területhasználati különbséget a T-próba is igazolta. Az ilyen vizsgálatokkal az erózió dinamikája megfigyelhető, mely segítséget nyújthat a gazdáknak ahhoz, hogy az erózió sújtotta részeken még inkább talajvédő művelést alkalmazzanak.

Bevezetés

A talajerózió egy természetes folyamat, azonban az antropogén hatásnak köszönhetően napjainkban világméretű problémává nőtte ki magát (HUDSON 1973; KERÉNYI 1991; STEFANOVITS et al. 1999; THYLL 1992; KERTÉSZ 2001, SZABÓ 2006). Gyakran felmerül a kérdés, hogy egy degradált területet mihez képest tekintünk degradáltnak? A kérdés megválaszolásában segíthetnek egyes régészeti kutatások, amelyek éppen azt vizsgálják, hogy egy korábbi (pl. bronzkorban) létrehozott lelőhelyen (pl. földváron) milyen talaj lehetett korábban, még annak létrehozásakor (PETŐ et al. 2013, 2015). Az általunk vizsgált somogyi területeken az erózió és más talajdegradációs folyamatok jelentősen tért nyertek a helytelen mezőgazdasági tevékenységek miatt (BARCZI et al. 1998), holott egykor nagy kiterjedésű erdők, legelők borították e tájat. A nagy kiterjedésű erdőirtásoknak és gyeptöréseknek köszönhetően a löszös alapkőzet a felszínre, vagy a felszín közelébe került, és az eredetileg kialakult Ramann-féle barna erdőtalajokat már csak nyomokban lehet felfedezni.

A termőföld a világörökség részét képezi és nemzeti kincsünk, mely feltételelesen megújuló erőforrás, így ezért is lényeges a védelme (STEFANOVITS, 1963, NATIONAL ATLAS 1989, VÁRALLYAY, 1997; DEMÉNY és CENTERI, 2008). Ezért tartom fontosnak, hogy foglalkozzunk a témával, kövessük nyomon a táj változását (SALÁTA 2011), és a még meglévő természetes vegetációval rendelkező területeket védjük. Azokon a területeken ahol ez már nem lehetséges pedig olyan mezőgazdálkodási technológia kidolgozása és alkalmazása a cél, mellyel a degradációs folyamatok mérsékelhetők (MALATINSZKY 2008), esetleg visszafordíthatók (KOHLHEB et al. 2014), ezáltal a talajok termőképessége megőrizhető és a természet további károkat nem szenved (MALATINSZKY és PENKSZA 2013), viszont a gazdálkodónak sem származik belőle kára (LÁNG et al. 1983, STEFANOVITS 1992). Számos modell áll rendelkezésünkre, mellyel a rövid és/vagy hosszú távú hatásokat lehet vizsgálni. Egy tanulmányban a rövid távú hatásokat WEPP modellel, míg a hosszú távú hatásokat MEDRUSH modell segítségével szimulálták (BALOGH et al. 2006). Az eredmények azt mutatták, hogy nem csak a felsőbb térszínekről lemosódó (elvesztett) talaj jelenti a problémát,

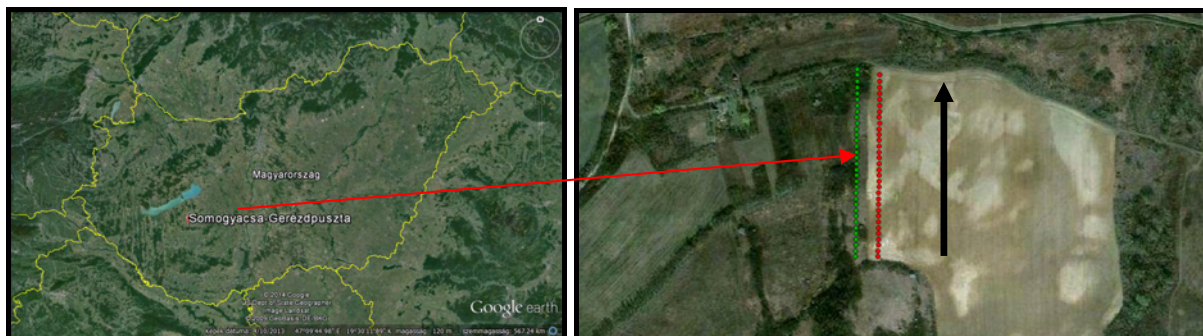
hanem az akkumulációs zónában lerakott szediment is környezeti problémák forrása lehet. Ezért is fontos a rendszeres megfigyelés, monitorozás, mellyel nyomon lehet követni egy területen vagy vízgyűjtőn végbemenő folyamatokat (GRÓNÁS 2014). Másrészt a talajminták laboratóriumi elemzésével optimalizálható a tápanyag-utánpótlás is, mellyel nem csak a környezeti terhelést lehet csökkenteni és a terület tápelem-háztartását lehet egyensúlyba hozni, hanem a gazdálkodók költségeit is (SMALING et al. 1993). A vízerózió munkájának nyomon követésére többféle módszer is használható. Egy érdekes módszer a cézium-137 izotóp alkalmazása, mely erősen kötődik a talajrészecskékhez. Ezt kihasználva kiválóan lehet mérni egyes területeken a talajvesztés mértékét, máshol pedig az üledék felhalmozódási sebességet (RITCHIE és MCHENRY 1989). Egy, az USA-ban elvégzett kísérletben arra voltak kíváncsiak, hogy van-e összefüggés a termés és az erózió hatása alatt lévő talajok tulajdonságai között. Az eredmények azt mutatták, hogy a termés mennyisége/minősége nem a termőtalaj vastagságával függ össze, mint inkább a talajtulajdonságokkal (szemcseméret, szerves szénttartalom, vízviasszatartás, pH). Így a Harvest-index (gabonaféléknél alkalmazott mutatószám, a szemtermés tömegének és az összes föld feletti növényi rész tömegének aránya) pozitívan korrelál az agyagtartalommal, míg nem korrelál a homokkal (MILLET et al. 1987). Ez jelzi számunkra a mintavételezés fontosságát, sekélyebb termőrétegű talajon is lehetséges jó termés előállítása, ha a talajban kémiai és biológiai egyensúly van. Az eróziót nem csak a felszínen (egy lejtőn) lehet nyomon követni, hanem egy szelvényben mélységi mintavételezéssel is lehetséges következtetéseket levonni (PETŐ et al. 2008). Az esőzeterjes terepi és/vagy laboratóriumi kísérletek pedig egyre elterjedtebbek, melyek szintén a víz szállító munkáját és nem melleleg a cseppek ütóhatását (kinetikus energiáját) is vizsgálják (SHI et al. 2012, SZABÓ et al. 2015, 2015a, 2015b).

A cikkben elsősorban a terepi munkálatokat szeretném ismertetni. A terepi munkálatok során meghatározásra kerültek a területre jellemző talajtípusok, a talajok színe és megtörtént a laboratóriumi vizsgálatokhoz szükséges talajminták megvétele, melyeket laboratóriumban analizáltam. A vizsgálatot már 2012-ben kezdtem. Akkor lejtőharmadokat vizsgáltam, majd lejtőharmadonként 2-3 átlagmintát vettem. A 2014-es évben mindkét lejtőt 10 méterenként mintáztam, azzal a céllal, hogy az erózió dinamikáját vizsgáljam. Az egyre sűrűbben vett mintákból lehet következtetni a minták heterogenitására. Továbbá szeretném megállapítani, hogy az erózió vizsgálatához milyen sűrű mintavétel szükséges ahhoz, hogy valós, reprezentatív mintákat és eredményt kapjunk. A statisztikai elemzés során pedig szeretném igazolni, hogy az egyes talajkémiai paraméterek hatnak-e egymásra, van-e összefüggés az eredmények között, vagy függetlenek egymástól.

Anyag és módszer

A mintaterület bemutatása

Gerézpuszta Somogy megyében található (1. ábra). A Koppány-patak mellett elhelyezkedő terület a kevésbé kutatott területeink közé tartozik. A mintaterületem a Koppány-patak közvetlen közelében helyezkedik el.



(Black arrow: direction of the slope)

1. ábra A gerézdpusztai mintaterület és mintavételi pontok (Forrás: Google Earth)

Figure 1. The study area and sampling points of Gerézdpuszta (Source: Google Earth)

A területre jellemző mészkövet és dolomitot helyenként 5–15 m vastag lösztakaró fedi. A lejtőtáblákon gyakran lejtőüledéket találunk, melyek sok esetben nagy vastagságban halmozódnak fel. A fellelhető régebbi térképeken (Kreybig-féle talajtérkép, agrotopográfiai térkép, STEFANOVITS et al., (1999)) a kistájra jellemző löszös üledéken leginkább barnaföldek, csernozjom barna erdőtalajok, illetve mészlepedékes csernozjom talajok találhatóak, melyek, mint tudjuk, mezőgazdasági művelésre kiválóan alkalmasak.

STEFANOVITS et al. (1999) a Külső Somogy tájának jellemzésénél már jelzi, hogy a domboldalak néhol igen erodáltak, sok helyen már a B szint képezi a szántott réteget, az erősen erodált foltok pedig fehéren tűnnek ki a tájból az őszi, illetve tavaszi szántások idején. CENTERI et al. (2010) ugyancsak megállapította, hogy a domboldalak lejtőin nagymértékű a talaj degradáció és néhol a szántás már elérte a C-szintet. CENTERI et al. (2010, 2011) arra is felhívják a figyelmet, hogy a barna erdőtalajok többsége csak az eredeti vegetáció alatt maradt meg, humuszos szintjük elvékonyodott, míg a csernozjom talajok nagy része az intenzív mezőgazdasági tevékenység következtében nagyban erodálódott, melyek helyén néhol humuszkarbonát, illetve földes kopár talajtípusokat találunk. A hazánkat is érintő klímaváltozás következtében az éves csapadékmennyiség egyenlőtlen eloszlása és az egyes csapadékesemények nagy mennyisége, ill. intenzitása is nagymértékben elősegítik a még meglévő talajok további pusztulását.

A mintalejtők 330 m hosszúak és átlagosan 16 %-os lejtéssel rendelkeznek. A vizsgált lejtő intenzív szántóföldi művelés alatt áll, míg a közvetlenül mellette kijelölt kontroll terület egy extenzívnek tekinthető gyepterület. A korábbi elbeszélések alapján ez a terület gyümölcsös művelési ágba tartozott. Ezt a tevékenységet sok éve felhagyták (nincs pontos adat), hiszen már csak néhány régi, megmaradt gyümölcsfát lehet találni a területen. Mind STEFANOVITS et al. (1999), mind CENTERI et al. (2010, 2011) megállapításai megfigyelhetőek a mintaterületen, ahol a szántó felső harmadában földes kopár, míg az alsó harmadban lejtőhordalék talajt találtunk. Az eróziós foltokat és a mintavételi pontokat a 1. ábra szemlélteti.

Az elvégzett terepi és laboratóriumi vizsgálatok

A mintaterületet 2012-ben lejtőharmadonként vizsgáltam. Ekkor a terepi mintavételezés során meghatározásra kerültek Pürckhauer-féle szűrőbottal a talajtípusok és Munsell-skála segítségével a talajminták színe (BENZLER 1982, STEFANOVITS et al. 2010, HTTP2). A talaj színe kétségtelenül a legszembetűnőbb és emiatt a legrégebben leírt és megfigyelt talajtulajdonság. Ennek ellenére a talaj színének meghatározása meglehetősen nehéz feladat. A talaj színéből következtethetünk a humusztartalomra, mert az éghajlatunk alatt a felszíni vízborítás és talajvíz hatása alól mentes talajokban a talaj barna színének sötétedése jól korrelál a humusztartalom növekedésével (SZABOLCS et al. 1966; KONDRATYEV et al, 1983;

HTTP3). Az erózió dinamika vizsgálatának céljából a mintavételi pontokat sűrítettem, a korábbi lejtőharmadonkénti vizsgálatokhoz képest, ezáltal a 330 m hosszú lejtőn 10 m-ként vettem mintát a felső 20 cm-es rétegből, összesen 65 db-ot a két mintalejtőről (SZABÓ 2014, SZABÓ et al. 2015, 2015a, 2015b). A mintavételi pontok helyét az 1. ábra mutatja. A megvett talajmintákat ezután laboratóriumban elemeztem, ahol meghatározásra került a pH (elektrometriásan), higroszkóposság, CaCO_3 tartalom (Scheibler-féle kalciméterrel), humusztartalom (Tyurin-módszerrel) és tápanyagtartalom (AL- P_2O_5 - kolorimetriásan, AL- K_2O - lángfotométerrel) (BUZÁS 1993). Az adatelemzéshez az IBM SPSS Statistics programrendszert választottam (JÁNOSA 2011). Az SPSS statisztikai programon kívül a Graphpad InStat 3 programot is használtam a lineáris regresszió analízis elvégzése céljából. Ennek a programnak az előnye a könnyű használhatóság és könnyű értelmezhetőség (HTTP1).

Eredmények

A meghatározott talajtípusok és színek

A szántó felső harmadában földes kopár talajt állapítottam meg, melyre jellemző, hogy a humuszosodást az intenzív erózió nagymértékben akadályozza (2. ábra).



2. ábra Földes kopár talaj Gerézdpusztán, a lejtő felső harmadában, szántón (Fotó: Centeri, 2012)
Figure 2. Earthy barren soil at the upper third of arable land, in the study area of Gerézdpusztá
(Photo: Centeri, 2012)

Szinte az egész szántóról elmondható, hogy humuszosodott A-szint csak jelentősen átalakult formában látható. A löszös alapkőzet szinte már a felszínen van, és a rendszeres művelésnek köszönhetően kevert réteget képez a meglévő talajjal, melyet a minták világos színe is jelez (1. ábra).

A lejtő alsó harmadában Ramann-féle barna erdőtalajból származó lejtőhordalék található (3. ábra). Gyakori eset, hogy az ehhez hasonló változatos domborzatot mutató tájakon a sík részeken agyagbemosódásos barna erdőtalajokat, a lejtőn pedig barnaföldeket találunk. Ez a szabályszerűség többek között lösz alapkőzeten jellemző. Ezeknek a talajtípusoknak a kialakulását az erdőirtás és a terület szántóföldi művelésbe való vonása segíti elő (STEFANOVITS et al. 2010). A gyepterület felső harmadában humuszkarbonát talajt írtam le, mely szintén érzékeny a talajpusztulásra. A kistájra jellemző egyik talajtípust, a Ramann-féle barna erdőtalajt a gyepterület alsó harmadában találtam, ahol a szelvényben jól elkülöníthetőek a genetikai talajszintek.

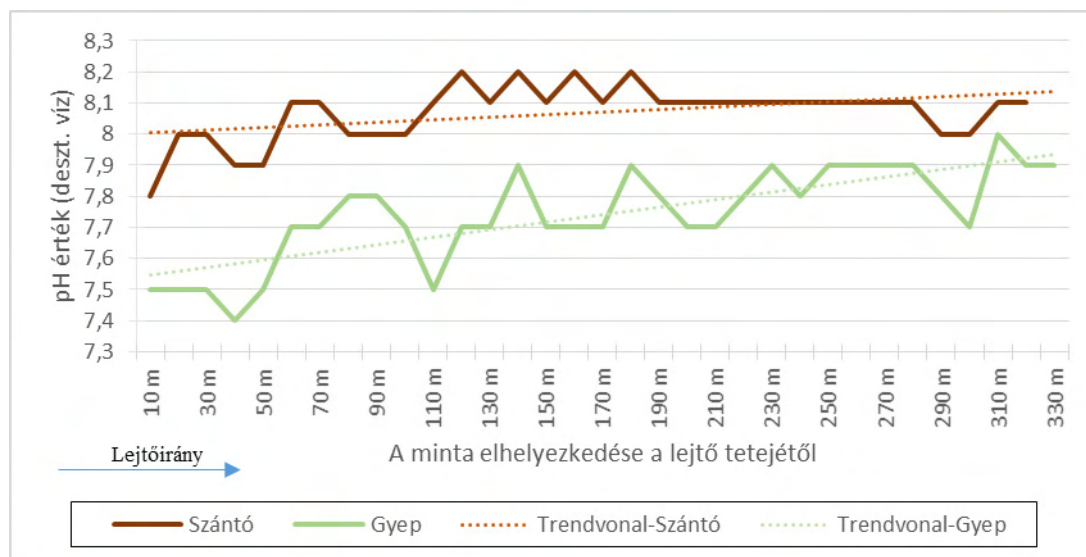


3. ábra Lejtőhordalék talaj Gerézdpusztán, a lejtő alsó harmadában, szántón (Fotó: Centeri, 2012)
Figure 3. Slope sediment soil at lower third of arable land, in the study area of Gerézdpusztá
(Photo: Centeri, 2012)

A nedves színmeghatározás alapján a gerézdpusztai talajminták a 10YR kategóriából kerültek ki, mely azt jelenti, hogy a talajok legnagyobb részt sárga bázisúak. A gerézdpusztai felhagyott gyümölcsöst (mára extenzív gye) vizsgálva a lejtő legalján a legsötétebb a feltalaj, amely utal a nagyobb humusztartalomra. Ebből érzékelhető, hogy az eróziós tevékenység ezen a területen is jelen van, de jóval kisebb mértékben, hiszen még a humuszos talajszint található a lemosódott talajanyagban. Ez annak köszönhető, hogy jelenleg a felhagyott gyümölcsös területe állandó növényborítás alatt van. A két területet összehasonlítva nem állapítható meg semmilyen tendencia a színek változásában a lejtő lefutását tekintve, hiszen hol világosabb, hol sötétebb a talaj színe.

A pH mérés eredményei

A gerézdpusztai mintaterület kémhatása minden esetben gyengén lúgos (4. ábra). A desztillált vizes és kálium-kloridos mérés eredményei között 1,5 egységnél nagyobb különbséget nem tapasztaltam, így rejtett savanyúsággal nem kell számolni.



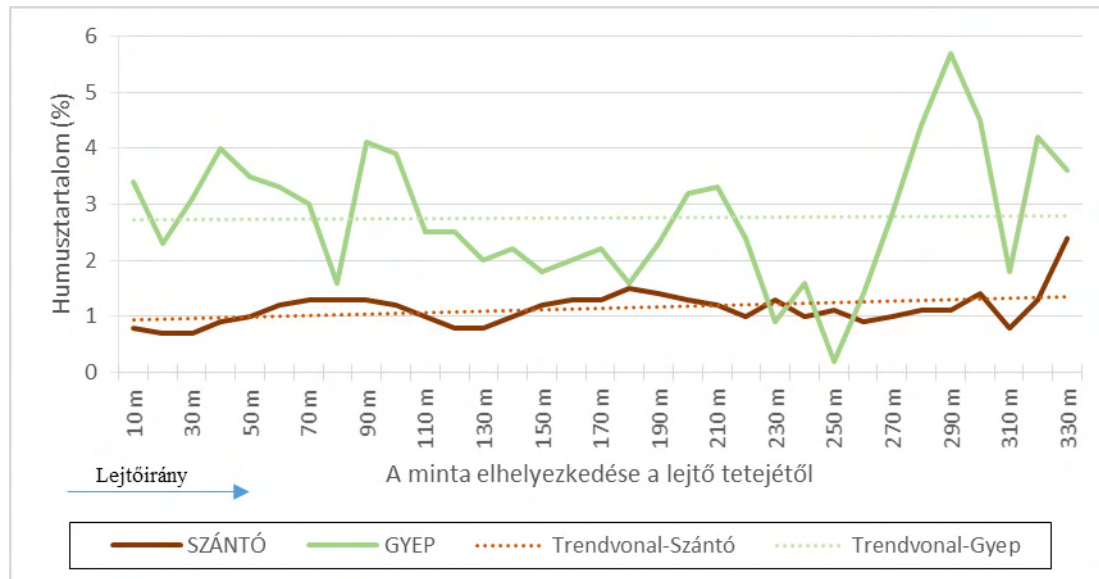
4. ábra A pH (H₂O) értékek a gerézdpusztai mintaterületen

Figure 4. The results of the pH (H₂O) measurements of the study area of Gerézdpusztá

A szántó és a gye kémhatását tekintve nagy változás nem tapasztalható, mégis az megfigyelhető, hogy a lejtő végére a kémhatás mind a két terület esetében valamelyest emelkedett, amit a trendvonalak is jeleznek (4. ábra). Az erózió dinamikájára a pH értékekből ezen a területen biztosan következtetni nem lehet, azonban a tájhasználatot (a különböző intenzitású hasznosítást) kiválóan tükrözi. Összességében annyi elmondható, hogy a szántóterületen a pH értékek között nincs nagy heterogenitás, az egyes lejtőszakaszok között minimális különbség látható. Ez arra enged következtetni, hogy a szántón a rendszeres művelés kiegyenlíti a felszíni talajréteg pH különbségeit. A gyepon azonban megőrződtek a korábbi művelés hatására kialakult pH különbségek, a lejtő felső harmadában a felszín közelébe került lösz nagyobb mésztartalma azonban jelenleg is mérhető. Ami különbség még a két mintaterület között megfigyelhető, hogy a gye minden ponton kisebb pH-val rendelkezik. A gyepterület alatt keletkező folyamatos szervesanyag utánpótlás, és annak savanyú kémhatása magyarázhatja ezt.

A talajminták humusztartalmának alakulása

A gerézdpusztai mintalejtők feltalajának humusztartalma között jelentős különbség van (5. ábra).



5. ábra A feltalaj humusztartalmának változása a gerézdpusztai mintaterületen
 Figure 5. Changes in the topsoils' humus content of study area of Gerézdpuszta

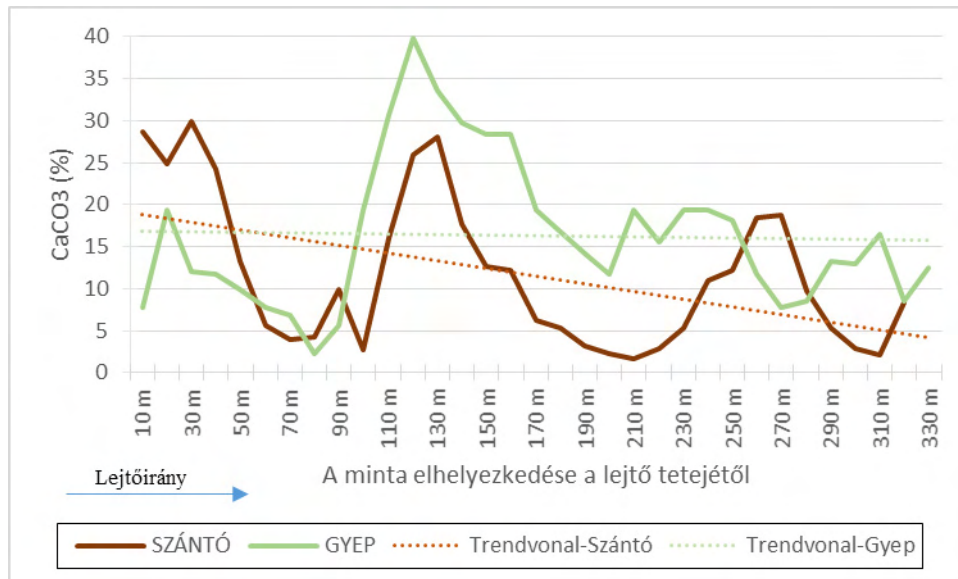
A 2 % alatti, kis humusztartalommal rendelkező talajok jelentős része szántóföldi területhasznosítás alatt áll. A mintaterületen van olyan pont, ahol szinte nincs is humusz (<1 %). A kis humusztartalom annak is köszönhető, hogy a vízerózió okozta károk itt jelentkeznek a leginkább, mint például a talaj szerves anyagának a lehordódása (SZATMÁRI és BARTA, 2013, JAKAB et al. 2016). A szántóterület humusztartalma a gyepterülettel ellentétben nem mutat nagymértékű ingadozást. A lejtő legvégén emelkedik a legnagyobbra (2,43 %) a humusztartalom, igaz 310 méteren ezen a ponton is lehet csökkenést tapasztalni a gyepterülethez hasonlóan.

A gyepterületen ezzel ellentétben a humusztartalom nagy heterogenitást mutat a lejtő lefutását tekintve. Összességében elmondható, hogy a gyepterületen vannak olyan részek, ahol a talaj humuszban gazdag. Ennek egyik oka az, hogy az említett területhasználat esetén a talaj humuszanyag akkumulációja nagyobb rátával rendelkezik, mint az intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló szántóföldeken, ahol a talaj folyamatos bolygatása miatt a szerves anyag mineralizációjának mesterséges felgyorsítása jelentősebb. Az is fontos, hogy állandó növényborítással sikeresebben meg tudja fékezni a talajeróziót, ezáltal meg tudja óvni a talaj humusztartalmát (SZATMÁRI és BARTA 2013, CENTERI et al. 2014).

Az erózió dinamikájára valamelyest lehet következtetni a talaj humusztartalmából. A szántóterületen, ha csak kisebb mértékben is, de észrevehetőek azok a részek, ahol az erózió munkát végez, és azok is, ahol lerakja hordalékának egy részét, mert ott növekszik a humusztartalom. Ahogyan azt vártuk, a gyepterület szinte végig nagyobb humusztartalommal rendelkezik. A gyepterületen is érzékelhető a szántóterülethez hasonlóan, a terület akkumulációs zónái.

A kalciméteres mérés eredményei

Az eredmények alapján látható (6. ábra), hogy a szántóföld mésztartalma a mintaterület legfelső részén és az alsó harmadban nagyobb, mint a gyepterületé. A mintaterületeken mért igen nagy karbonát-tartalom sekély termőréteget és feltalajként áthordott alapkőzetet sugallnak.



6. ábra A CaCO₃ tartalom változásai a gerézdpusztai mintaterületen

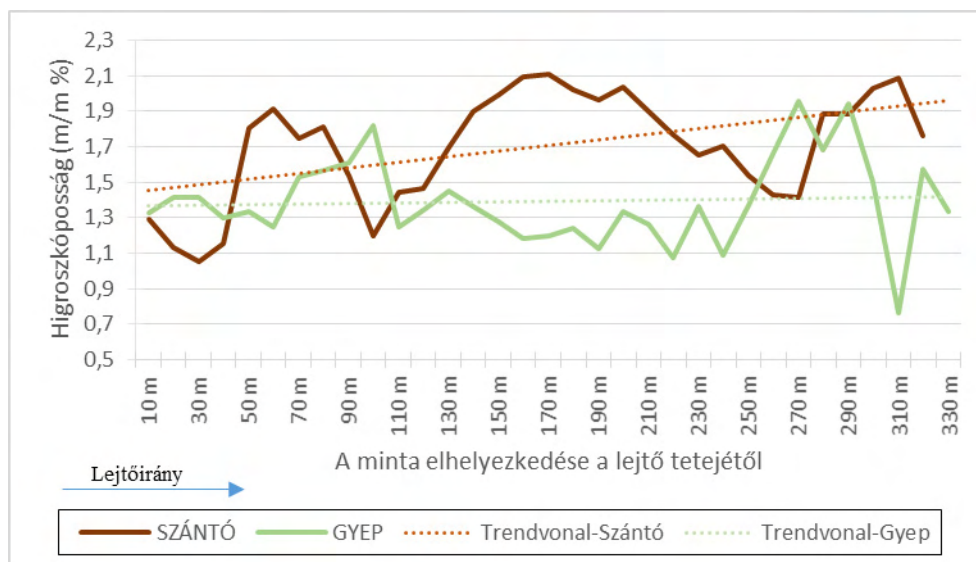
Figure 6. Changes of the calcium carbonate content over the study area of Gerézdpuszta

Összességében elmondható tehát, hogy 3 csúcspontot lehet megfigyelni a lejtő lefutását tekintve. Ezekből az értékekből kiválóan lehet következtetni az erózió dinamikájára. Átlagos esetben a lejtő felső harmadában kell, hogy találkozzunk humuszszorosított A-szinttel. Ebben az esetben a művelés következtében jelentősen erodálódott a lejtő felső harmada is, így a löszös alapkőzet szinte már a felszínen van, és a maradék feltalajjal keveredve van jelen. Ennek tulajdonítható az igen nagy karbonát tartalom (25-30 %). Az erózió az igazi pusztítást a lejtő középső harmadában végzi. Jelen esetben ez látszik is. A második szakasznál, 110 m-nél emelkedik ismét a karbonát tartalom (28 %). A tény, hogy itt pusztít leginkább az erózió, még felerősíti az is, hogy a meredek lejtőn belül itt egy még meredekebb szakasz található. A lejtő alsó harmadában pedig a fentről lemosott kevert hordalékkal találkozunk. Mivel már a lejtő felső harmadában is igen nagy a karbonát tartalom, így nem kell meglepődni, hogy a szedimentációs területen is nagyobb az érték (kb. 19 %). Kijelenthető tehát, hogy a szántóterület esetében a termőréteg sekély, néhol szinte már le is pusztult, így az erősen meszes minták ennek tulajdoníthatók.

A gyepterület karbonát-tartalma is heterogénnek mondható a lejtő lefutását tekintve, ezáltal a karbonát tartalomból szintén jól kivehető az erózió dinamikája. Egy ponton van kritikus érték (120–130 m), ahol hirtelen meredekké válik a lejtő, így az erózió mértéke is nagyobb, valószínűleg ennek köszönhető a nagy CaCO₃-érték (26 % és 40%).

A talajminták higroszkóposága

A szántóterületről vett talajminták higroszkóposága heterogenitást mutat a lejtő lefutásában (7. ábra), viszont csak néhány ponton (160–170 m, 200 m, 300–310 m) válik uralkodóvá a vályog fizikai féleség. A többi ponton homokos vályog az uralkodó fizikai féleség.



7. ábra A higroszkóposság változása a gerézdpusztai mintaterületen

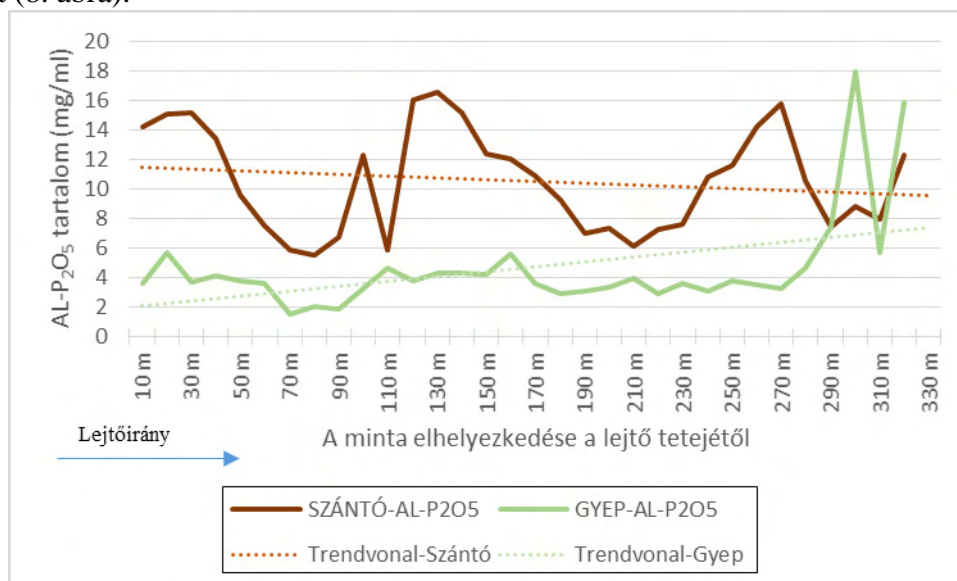
Figure 7. Changes of hygroscopicity of the study area of Gerézdpuszta

Azokon a pontokon, ahol kisebb az értékek, vagyis nagyobb a homoktartalom, ott a felszíni lefolyás valószínűleg gyorsabb, hiszen a kisebb méretű részecskéket mobilizálja először a lefolyó víz, így a visszamaradó, nagyobb méretű homokszemcsék kerülnek túlsúlyba. A lejtő végén a higroszkópossági értékek emelkedő tendenciát mutatnak, ami pedig arra utal, hogy a szántóterületen ez a szakasz az, ahol a víz sebessége lelassul, így az erózió mértéke sem akkora, így van alkalmuk a hordalékot lerakni. A lejtő alján ez várható volt.

Összességében elmondható, hogy a talaj higroszkóposságából is jól lehet következtetni az erózió dinamikájára, igaz, ehhez szükséges a sűrű mintavételezés.

A talajminták tápanyagtartalmának meghatározása (AL-P₂O₅, AL-K₂O)

A szántóföldön vett talajminták növények által elérhető foszfortartalma nagyon kevésnek bizonyult (8. ábra).



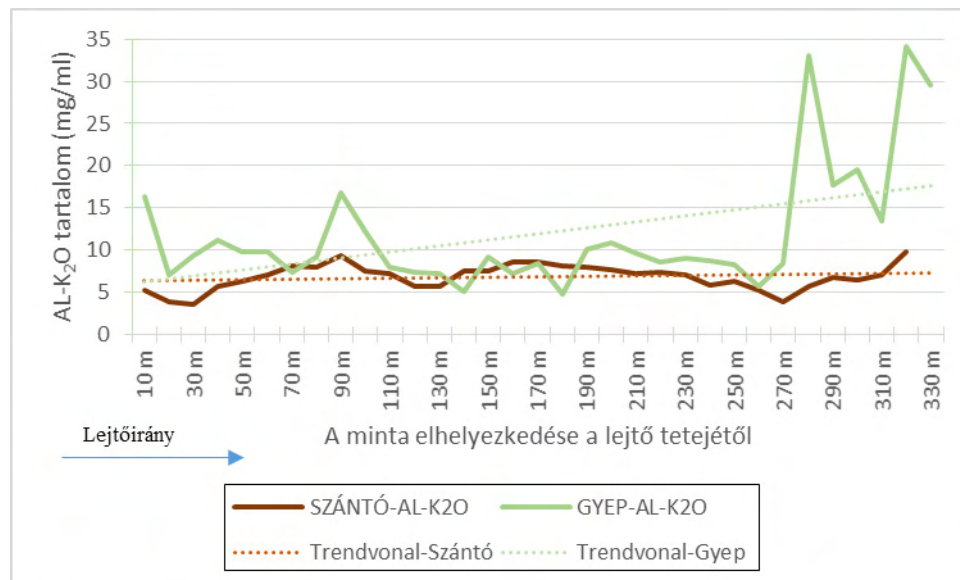
8. ábra Az AL-P₂O₅ tartalom változása a gerézdpusztai mintaterületen

Figure 8. Changes of the AL-P₂O₅ content over the study area of Gerézdpuszta

A humusztartalomhoz és a karbonát tartalomhoz hasonlóan itt is megfigyelhető az erózió dinamikája. A lejtő tetején nincs nagymértékű erózió, hiszen ott az egyik legnagyobb a koncentráció, majd hirtelen lecsökken, ahol az erózió pusztító hatása érvényesül. 120–130 méteren éri el a maximum értéket. A lejtőnek ezen a részén található egy meredekebb szakasz, aminek következtében azt várnánk, hogy nagyobb lesz a lemosódás mértéke is, de az eredmények nem ezt mutatják. 210 méteren ismét egy eróziós szakasz figyelhető meg, hiszen itt ismét igen alacsony az érték. 270 méteren egy szedimentációs szakasz látható, ahonnan ismét van koncentráció csökkenés, annak ellenére, hogy a terület lejtése itt már igen kismértékű és a szántóföldet egy füves bozótos rész követi, mely úgszintén lassítja a víz útját, rákényszerítve azt hordalékának lepakolására.

A gyepterület foszfortartalma (8. ábra) nem mutat olyan kiugrásokat, mint a szántóterületé. A gyepterület végén lévő kiugró foszfortartalmat okozhatja a múltban a területen lévő gyümölcsös is. A gyümölcsös egyáltalán nem rendelkezik jó talajvédő képességgel, így a kijuttatott tápanyag-utánpótlás könnyen kimosódhatott. Másik magyarázat lehet az emberi hatás, mely ezen a területen jelen volt.

Általánosságban elmondható, hogy mind a két mintalejtőn igen alacsony káliumtartalmat mértem. A szántóterületen mért káliumtartalom nem mutat olyan hektikus mozgást, mint a foszfor (9. ábra).



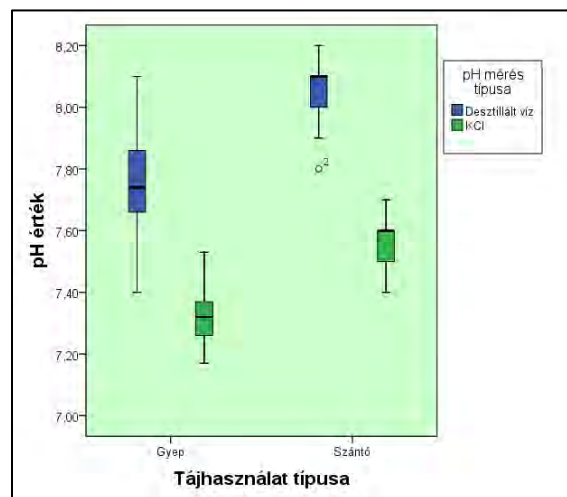
9. ábra Az AL-K₂O tartalom változása a gerézdpusztai mintaterületen
Figure 9. Changes of the AL-K₂O content over the study area of Gerézdpuszta

A legnagyobb értéket mindkét lejtő legvégén mértem, bár a szántó művelés ebben az esetben is jobban elmosza a különbségeket, és a gyepen kiugróbbak az értékek a korábbi lejtőszakaszokhoz képest. Ez azt tükrözi, hogy a felsőbb térszínekről lemosódott tápanyag a lejtő alsó részében akkumulálódik, mellyel kétféle kárt okoz: az eredeti területen elvész és a szedimentációs területen pedig tápanyag-többletet okoz. Ezek mind környezet- és természetvédelmi kockázatot jelenthetnek.

A gyepterület káliumtartalma sokkal változatosabb képet mutat (9. ábra). A foszforhoz hasonlóan a kiugró káliumtartalom oka lehet az erózió következtében végbemenő felsőbb térszínből történő lemosódás és az alsóbb térszínen történő akkumuláció, valamint az emberi tevékenység káros hatása is, a szántó művelés által.

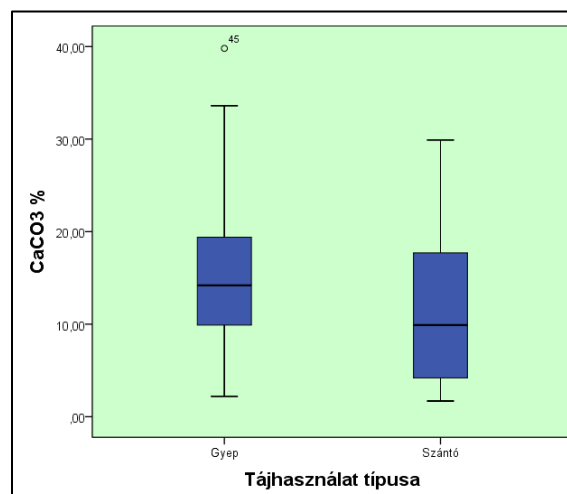
Statisztikai elemzés

A desztillált vizes és kálium-kloridos pH eredményeket nézve látható, hogy mindkét esetben a szántó rendelkezik nagyobb pH értékkel (10. ábra). A gyepterület pH értékei közötti viszonylagos nagy terjedelem annak is köszönhető, hogy egy biológiailag aktív talajban egymás melletti pontokon is erős különbségek mutatkoznak. Így szem előtt kell tartani azt, hogy a talajban gócként, fészkenként állandó mikrobiológiai átalakulások mennek végbe, melyek különböző módon érvényesülhetnek.



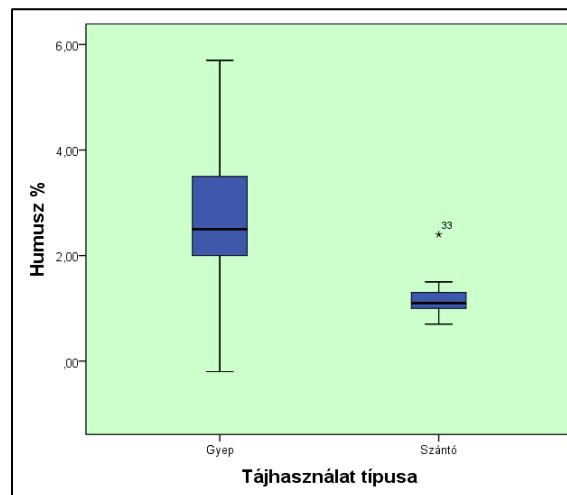
10. ábra Doboz-ábra a pH mérés eredményeire a szántó és a gyep szerinti bontásban
 Figure 10. Box-plot for pH in arable land and grassland

Az előzőekből következően azt várnám, hogy a lúgos kémhatást okozó kalcium-karbonát tartalom is a szántón lesz nagyobb (11. ábra). Ezzel ellentétben a gyep nagyobb átlaggal rendelkezik (nem feltétlenül szignifikáns a különbség, és mindkét átlag a közepesen ellátott kategóriába tartozik). A 4. ábra kitűnően szemlélteti, hogy a lejtő középső harmadában a gyepterület rendelkezik nagyobb karbonát tartalommal és ez az igen nagy érték az, mely az átlag értéket is ily módon befolyásolja. A két mintalejtőn az értékek szórása szinte azonos mértékű, a terjedelem viszont jelzi, hogy a gyepterület értékeinek szórása nagyobb, a minimum és maximum értékek között nagy a különbség (1. táblázat).



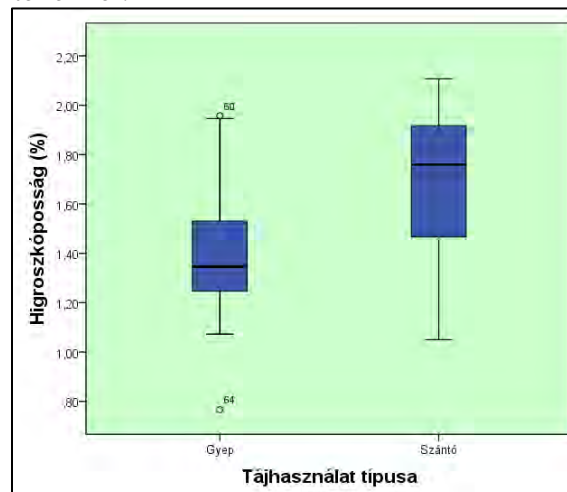
11. ábra Doboz-ábra a CaCO₃ tartalom mérés eredményeire a szántó és gyep szerinti bontásban
 Figure 11. Box-plot for CaCO₃ in arable land and grassland

Az átlagos humusztartalom a szántón kismértékű, míg a gyepterületen a közepes kategóriába esik (12. ábra). A további értékek kitűnően szemléltetik a szántó és a gyepterület humusztartalma közötti különbséget (1. táblázat). A szórás, a variancia utal arra, hogy a szántó humusztartalma kiegyenlített értéket mutat a lejtőt tekintve, amit a 12. ábra is jól szemléltet, míg a gyepterületen az értékek ingadozóak, amelyet a terjedelem is jelez. Az értékek tükrözik, hogy a talajok természetes termékenységéhez elengedhetetlenül szükséges talajképződési folyamatok minimálisak a szántón. A humusz továbbá hozzá járul a stabil, porózus szerkezet kialakításához, mellyel – többek között – kedvezőbbé válik a talaj víz-, hő- és levegőgazdálkodása, ellenállóbb lesz a tömörődéssel szemben.



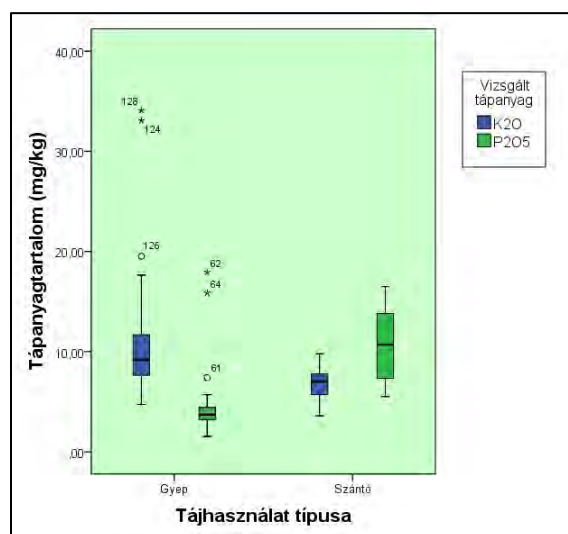
12. ábra Doboz-ábra a humusztartalom mérés eredményeire a szántó és gyepterület szerinti bontásban
 Figure 12. Box-plot for humus content in arable land and grassland

A higroszkóposág átlagértéke mind a két mintalejtőn a homokos vályog fizikai talajféleséget mutatja (13. ábra, 1. táblázat). Kis mértékkel, de a szántóterület mintái rendelkeznek nagyobb értékekkel.



13. ábra Doboz-ábra a higroszkóposág eredményeire a szántó és gyepterület szerinti bontásban
 Figure 13. Box-plot for hygroscopicity in arable land and grassland

A P_2O_5 esetében a szántó nagyobb átlaggal rendelkezik (14. ábra, 1. táblázat). A szórás értékek szinte azonos mértékűek, viszont a terjedelem, a minimum és maximum értékek tükrözik, hogy a gyepterületen nagyobb az értékek heterogenitása. A szántón csak a lejtő végén látható kiugró érték (8. ábra).



14. ábra Doboz-ábra a tápanyagtartalom mérés eredményeire szántó és gyep szerinti bontásban
 Figure 14. Box-plot for nutrient content in arable land and grassland

A K_2O esetében a gyepterület rendelkezik nagyobb átlaggal (14. ábra, 1. táblázat). A szórás értékek és a terjedelem között jelentős különbség van. A módusz jelzi, hogy a gyepen 4,73 mg/kg a leggyakoribb érték, míg a szántón ez 7,98 mg/kg, amiből arra lehet következtetni, hogy alapvetően a gyep alacsonyabb K_2O tartalommal rendelkezik, viszont van 1-2 kiugróan nagy érték, mely az átlagot ilyen módon megnöveli. A lejtő végén lévő kiugró értékeket az 9. ábra is jól szemlélteti.

1. táblázat A laboratóriumi mérések eredményeinek leíró statisztikai elemzése
 Table 1. Descriptive statistical analysis of laboratory results

Vizsgált talajtani paraméterek	Tájhasználat	Minta-szám	Átlag	Medián	Módusz	Szórás	Variancia	Terjedelem	Min.	Max.
pH (H_2O)	Szántó	33	8,07	8,10	8,10	0,09	0,01	0,40	7,80	8,20
	Gyep	33	7,74	7,74	7,52 ^a	0,15	0,02	0,55	7,40	7,95
pH (KCl)	Szántó	33	7,56	7,60	7,60	0,09	0,01	0,30	7,40	7,70
	Gyep	33	7,32	7,32	7,28	0,09	0,01	0,36	7,17	7,53
$CaCO_3$ (%)	Szántó	32	11,73	9,80	5,30	8,94	80,00	28,20	1,70	29,90
	Gyep	33	16,33	14,20	19,40	8,82	77,87	37,60	2,20	39,80
Humusz (%)	Szántó	33	1,14	1,10	1,30	0,31	0,10	1,70	0,70	2,40
	Gyep	33	2,75	2,50	1,60	1,20	1,44	5,50	0,20	5,70
Higroszkópos ság (%)	Szántó	32	1,70	1,76	1,05 ^a	0,31	0,10	1,06	1,05	2,11
	Gyep	33	1,39	1,35	0,77 ^a	0,25	0,06	1,19	0,77	1,96
P_2O_5 (mg/kg)	Szántó	32	10,55	10,69	15,12	3,51	12,35	10,99	5,51	16,50
	Gyep	32	4,63	3,71	3,10	3,43	11,75	16,40	1,53	17,93
K_2O (mg/kg)	Szántó	32	6,79	7,05	7,98	1,51	2,27	6,19	3,59	9,78
	Gyep	32	11,35	9,19	4,73 ^a	6,81	46,40	29,35	4,73	34,08

A vizsgálat során kíváncsi voltam arra is, hogy az egyes paraméterek esetében, a szántó és a gyep mintái tekinthetőek-e azonos középértékű csoportok mintáinak. Tehát ezek alapján a hipotézisem az volt, hogy a két sokaságnak (szántó-gyep) az átlagaik azonosak. Ennek tesztelésére a független mintás T-próbát alkalmaztam. A 2. táblázat alapján látható, hogy a pH, a humusz- és kálium tartalom esetében egyértelmű, hogy a két mintalejtő eredményei között szignifikáns különbség van, amit az átlagok is jól szemléltetnek (1. táblázat), tehát ebben az esetben a hipotézis nem teljesül, a minták nem tekinthetőek egy mintahalmaz tagjainak. A foszfor 1 ezred értékkel ugyan, de átesik a hátoron, így az

eredmények alapján azonos mintahalmazból származnak a minták, tehát statisztikailag is igazoltan azonos minőségű lejtőről származnak. A variancaanalízis eredményeiből arra is lehet következtetni, hogy a pH, a humusz- és káliumtartalom azok a kémiai paraméterek, melyek nem csak az eróziót és annak dinamikáját érzékeltetik, hanem a mintázott terület minőségére is utalnak. Én a foszfortartalmat is ide sorolnám, hiszen az eredmény nagyon a határon mozog ebben a vizsgálatban és tudjuk, hogy a foszfor kiválóan mozog együtt a talajszemcsékkel, melyből kiválóan lehet következtetni az erózióra és a dinamikára.

2. táblázat: A független mintás T-próba eredményei

Table 2. The results of an independent sample t-test

		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means						
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	Std. Error Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
								Lower	Upper	
pH	EVA	8,787	0,004	10,496	63,000	0,000	0,326	0,031	0,264	0,388
	EVNA			10,576	52,099	0,000	0,326	0,031	0,264	0,388
CaCO ₃	EVA	0,178	0,675	-2,085	63,000	0,041	-4,596	2,204	-9,000	-0,192
	EVNA			-2,085	62,874	0,041	-4,596	2,204	-9,001	-0,190
Humusz	EVA	38,838	0,000	-7,792	63,000	0,000	-1,630	0,209	-2,048	-1,212
	EVNA			-7,906	34,387	0,000	-1,630	0,206	-2,049	-1,211
Higroszkó- posság	EVA	3,087	0,084	4,450	63,000	0,000	0,309	0,070	0,171	0,448
	EVNA			4,435	59,329	0,000	0,309	0,070	0,170	0,449
AL-P ₂ O ₅	EVA	3,954	0,051	6,823	62,000	0,000	5,922	0,868	4,187	7,657
	EVNA			6,823	61,962	0,000	5,922	0,868	4,187	7,657
AL-K ₂ O	EVA	18,427	0,000	-3,818	63,000	0,000	-5,102	1,336	-7,773	-2,432
	EVNA			-3,873	34,721	0,000	-5,102	1,317	-7,778	-2,427

EVA = Equal variances assumed, EVNA = Equal variances not assumed

Ahhoz, hogy biztosan ki tudjuk jelenteni, hogy a foszfortartalom mutatja az adott területek használati típusát, más területeken is szükséges volna ehhez hasonló vizsgálatok elvégzésére.

Megvitatás

A vizsgálatom elsődleges célja az volt, hogy megállapítsam az egyes kémiai paraméterek megfelelően sűrű mintavétel esetén mutatják-e az erózió dinamikáját a lejtőn. Gerézdpusztán jelentős mennyiségű, nagy szervesanyag tartalmú feltalaj erodálódott. A terepi mintavételezés során megfigyelhető volt, hogy az agrotechnikai előírásokat nem vették figyelembe. Jelentős részben ennek tudható be, hogy a humuszos feltalaj ilyen mértékben erodálódott. Alapvetően az alacsony humusztartalomtól várható volt, hogy a talaj tápanyag-gazdálkodása is szegényes lesz. Fazakas Csaba is említést tesz erről a doktori disszertációjában, ahol leírja, hogy a szediment tápanyagtartalma függ a lemosódott talaj humusztartalmától is (FAZAKAS 2013). Gerézdpusztán a szántóterületen a humusztartalom minimális, így a tápanyagtartalom is

kismértékű, még az akkumulációs zónában is, hiszen a terület felsőbb térszíneiből már az alapközettel kevert talaj mosódik le.

A gyeperületen az erózió a lejtő középső harmadában a legnagyobb mértékű, de még mindig nem olyan jelentős, mint a szántón. Ezt jól szemlélteti a kálium tartalom is (10. ábra). Különböző intenzitással művelt területek összehasonlításakor a vizsgálati eredmények alátámasztották azt, hogy a kímélően művelt terület tápanyagtartalma és humusztartalma nagyobb, mint a hagyományosan művelt területé (BÁDONYI et al. 2006). A foszfor esetében ez a kijelentés nem állja meg a helyét a gerézdpusztai mintaterületen, ugyanis a 6. ábra is kiválóan szemlélteti, hogy a szántó szinte végig nagyobb foszfortartalommal rendelkezik. Ez annak tudható be, hogy a szántón folyamatos a tápanyag-utánpótlás műtrágya formájában, míg a gyepterületen sok éve semmilyen gazdálkodási forma nincs jelen.

Korábbi vizsgálatok során lejtőharmadonként történt mintavétel. Az eredményeket összehasonlítva összességében elmondható, hogy a 10 méterenként vett talajminták eredményeiből jobban lehet az erózió dinamikájára következtetni, részletesebb képet kapunk. Ahogy arra már megelőző kutatások is utaltak a kalcium karbonát, a humusz- és tápanyagtartalom, ill. a higroszkóposság is kiválóan szemlélteti azokat a szakaszokat, ahol az erózió munkát végez (JAKAB és TAKÁCS 2014). A nagy kalcium-karbonát tartalom (>20 %) már igen hátrányos, főleg ha alacsony humusztartalommal párosul. A cementálódási folyamatok így minimálisak és a talajképződés kismértékű. Ezek a talajok még inkább érzékenyek az eróziós kártételre, amit Fazakas Csaba is igazolt vizsgálataiban. Továbbá a nagy pH korlátozza a nitrogén és a kálium felvételét a növények számára (TÓTH 1994).

Varianciaanalízissel azt is igazoltam, hogy egyes kémiai paramétereiből következtethetünk a talaj területhasználatára. Az eredmények szemléltetik azt is, hogy a szántóterület jelentősen leromlott állapotban van. A növényborítás, illetve az állandó növényborítás biztosítása fontos, mely a talaj védelmén felül a szervesanyag-utánpótlást is biztosítja, mely a humuszképződésnek is feltétele. A leromlott jelző sajnos nem csak erre az egy táblára vonatkoztatható, hiszen ahogy a terület bemutatásánál is jeleztem, az egész Somogyi-dombvidék erősen kitett az erózióknak. Az eredmények további bizonyítékot szolgáltatnak arra, hogy az erózió elleni védekezés időszerű és szükségszerű.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondok Centeri Csabának és Szabó Boglárkának, az ELTE Környezet- és Tájföldrajzi Tanszéknek és dolgozóinak, hogy lehetőséget biztosítottak vizsgálataim elvégzéséhez. Köszönöm továbbá Gelencsér Gézának, hogy biztosította a területet a vizsgálataimhoz. Továbbá szeretném köszönetemet kifejezni a lektoroknak, hogy javaslataikkal és tanácsaikkal javították cikkem minőségét.

Irodalom

- BALOGH J., JAKAB G., KERTÉSZ Á., SCHWITZER F., SZALAI Z. 2006: Feltételezett klímaváltozás hatása a talajpusztulásra modellszámítások alapján. In: A globális klímaváltozás: Hazai hatások és válaszok. Akaprint, Budapest, 1–5.
- BARCZI, A., FÜLEKY, GY., GENTISCHER, P., NÉRÁTH, M. 1998: Soils and agricultural land use in Tihany. Acta Agron. Hung., 46: 225–235.
- BÁDONYI K., MADARÁSZ B., BENKE SZ., KERTÉSZ Á., CSEPINSZKY B. 2006: A talajművelési módok hatása az erózióra és az élővilágra. In: III. Magyar Földrajzi Konferencia. <http://real.mtak.hu/13897/1/1299004.pdf>
- BENZLER 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung. AG Bodenkunde Hannover, p. 331.
- BOHN H.L., MCNEAL B.L., O'CONNOR G.A. 1985: Talajkémia, Gondolat Kiadó, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 323–326.
- BOHN, H.L., MCNEAL, B.L., O'CONNOR, G.A. 2001: Soil Chemistry. Wiley, New York.
- BUZÁS I. (szerk) 1993: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertan 1, A talajfizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata, In: 4231 Kiadó, Bp., pp. 37–42.

- CENTERI Cs. 2002: The role of vegetation cover in soil erosion on the Tihany Peninsula. *Acta Botanica Hungarica*. 44(3-4): 285-295.
- CENTERI Cs., GELENCSÉR G., VONA M. 2010: A Koppányvölgyi Élőhely-rehabilitációs Kísérleti Terület talajtani jellemzése. Az Élhető Vidékért 2010 Környezetgazdálkodási Konferencia Absztrakt Kötet, p. 36.
- CENTERI Cs., VONA M., GELENCSÉR G., AKÁC A., SZABÓ B. 2011: Examination of soil and water quality along the Koppány Valley Habitat Rehabilitation Experimental Area. Abstract. „Realistic expectations for improving European waters”. Final conference of COST Action 869. Mitigation options for Nutrient Reduction in surface water and groundwaters. Keszthely, Hungary, 12-14. 2011, p. 17.
- CENTERI Cs, SZABÓ B, JAKAB G, KOVÁCS J, MADARÁSZ B, SZABÓ J, TÓTH A, GELENCSÉR G, SZALAI Z, VONA M. 2014: State of soil carbon in Hungarian sites: loss, pool and management. In: Margit A (szerk.) Soil carbon: types, management practices and environmental benefits. 126 p. New York: Nova Science Publishers, pp. 91-117.
- DEMÉNY, K., CENTERI, CS. 2008: Habitat loss, soil and vegetation degradation by land use change in the Gödöllő Hillside, Hungary. *Cereal Research Communications, Supplement*, 36: 1739-1742.
- FAZAKAS Cs 2013: A talajerózió és a suvadás közötti kapcsolatok vizsgálata térképezési módszerekkel a Nyárárdmagyarósi-medence mintaterületein. Doktori dolgozat, Debrecen.
- GRÓNÁS V. 2014: Védett vizes élőhelyek mezőgazdasági területekről származó diffúz tápanyagterhelésének becslése egy mintaterület példáján. *Fluentum: Nemzetközi Gazdaság- és Társadalomtudományi Folyóirat* 1(1): 1-6.
- HUDSON, N. 1973: Soil conservation, London, Batsford, 320 p.
- JAKAB G., TAKÁCS L. 2014: A területhasználat változásának felszínfejlődési vonatkozásai egy gödöllői mintaterület példáján. *Tájökológiai Lapok* 12(1): 49-61.
- JAKAB, G., SZABÓ, J., SZALAI, Z., MÉSZÁROS, E., MADARÁSZ, B., CENTERI, Cs., SZABÓ, B., NÉMETH, T., SIPOS, P. 2016: Changes in organic carbon concentration and organic matter compound of erosion-delivered soil aggregates. *Environmental Earth Sciences* 75(2): 1-11.
- JÁNOSA A. 2011: Adatelemzés SPSS használatával. Computer Books Kiadó Kft.
- KERÉNYI A. 1991: Talajerózió térképezés, laboratóriumi és szabadföldi kísérletek. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- KERTÉSZ Á. 2001: A globális klímaváltozás természetföldrajza. Holnap Kiadó, Budapest p. 118.
- KOHLHEB N, PODMANICZKY L, PIRKÓ B, CENTERI CS, BALÁZS K, GRÓNÁS V. 2014: Új irányok a talaj- és vízvédelemben. *A FALU* 29(4): 67-76.
- KONDRATYEV, K.Y.A., FEDCHENKO P.P. 1983: An experience gained from the use of reflection spectra for determination of the humus content in soils. *Advances in Space Research*, 3(2): 133-136.
- LÁNG I., CSETE L., HARNOS Zs. 1983: A magyar mezőgazdaság agroökológiai potenciálja az ezredfordulón. *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*.
- MALATINSZKY, Á. 2008: Relationships between cultivation techniques, vegetation, pedology and erosion on extensively cultivated and abandoned agricultural areas in the Putnok Hills. *Acta Agronomica Hungarica* 56(1):75-82.
- MALATINSZKY, Á., PENKSZA, K. (2004): Traditional sustainable land use towards preserving botanical values in the Putnok Hills (South Gömör, Hungary). *Ökológia (Bratislava)* 23(Suppl 1):205-212.
- MILLER, M. P, SINGER, M. J., NIELSEN D. R. 1987: Spatial Variability of Wheat Yield and Soil Properties on Complex Hills. *Soil. In: Science Society of America Journal*, 52(4): 1133-1141.
- NATIONAL ATLAS OF HUNGARY 1989: Talajok, VII. fejezet. PÉCSI M. (szerk.). Magyar Tudományos Akadémia és a Mezőgazdasági és Élelmiszerügyi Minisztérium megbízásából a Kartográfiai vállalat.
- PETŐ, Á., BUCSI, T., CENTERI, Cs. 2008: Comparison of soil properties on slopes under different land use forms. In *Proceedings of the 15th International Congress of ISCO, Soil and Water Conservation, "Climate Change and Environmental Sensitivity"* on CD 1-4.
- PETŐ Á., KENÉZ Á., REMÉNYI L. 2013: Régészeti talajtani kutatások Perkáta, Forrás-dűlő bronzkori földváron. *Agrokémia és Talajtan* 62(1): 61-80. (2013)
- PETŐ Á., SERLEGI G., KRAUSZ E., JAEGER M., KULCSÁR G. 2015: Régészeti talajtani megfigyelések „Kakucs-Turján mögött” bronzkori lelőhelyen I. *Agrokémia és Talajtan* 64(1): 219-237.
- RITCHIE, J. C., MCHENRY, J. R. 1989: Application of Radioactive Fallout Cesium-137 for Measuring Soil Erosion and Sediment Accumulation Rates and Patterns: A Review. *Journal of Environmental Quality* 19(2): 215-233.
- SALÁTA D. 2011: Tájváltozás vizsgálata a Körös-Maros Nemzeti Park három kis-sárréti területén: Kisgyanté, Kisvátyon és Sző-rét. *Crisicum*, 7: 129-151.
- SHI, Z.H., FANG, N.F., WU, F.Z., WANG, L., YUE, B.J., WU, G.L. 2012: Soil erosion processes and sediment sorting associated with transport mechanisms on steep slopes. *Journal in Hydrology*, 454-455, 123-130.
- SMALING, E. M. A., STOOERVOGEL, J. J., WINDMEIJER, P. N. 1993: Calculating soil nutrient balances in Africa at different scales. *Fertilizer Research* 35(3): 237-250.
- STEFANOVITS P. 1963: Magyarország talajai. 2. kiadás. Akadémiai Kiadó, Budapest.

- STEFANOVITS P. 1992: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- STEFANOVITS P., FILEP Gy., FÜLEKY Gy. 1999: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- STEFANOVITS P., FILEP Gy., FÜLEKY Gy. 2010: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- SZABOLCS I., DARAB K., FÓRIZS J., FÖLDVÁRI Gy., JASSÓ F., VÁRALLYAY Gy., 1966: A genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyve. Országos Mezőgazdasági Minőségvizsgáló Intézet, Budapest.
- SZABÓ B. 2013: Vízminőség-védelmi javaslatok a Koppány-patak mentén. Diplomamunka, Szent István Egyetem.
- SZABÓ, B. 2014: Soil erosion measurements on loess covered hilly areas in Hungary. Poster. Student Conference on conservation science. University of Cambridge. 25-27. March. 2014.
- SZABÓ, B., SZALAI, Z., CENTERI, Cs., SZABÓ, J., JAKAB, G. 2014: Can soil erosion dynamism be followed by frequent examination of general soil properties over the slope? Poster. The 1st International Conference of Young Scientists: Soil in the environment. Konferencia helye, ideje: Wrocław, Lengyelország, 2014.06.09-2014.06.10. Wrocław.
- SZABÓ, B., CENTERI, Cs., SZALAI, Z., JAKAB, G., SZABÓ, J. 2015: Comparison of soil erosion dynamics under extensive and intensive cultivation based on basic soil parameters. 14th Alps-Adria Scientific Workshop Neum, Bosnia and Herzegovina – 2015
- SZABÓ B., CENTERI Cs., SZALAI Z., JAKAB G. 2015a: Talajeróziós folyamatok vizsgálata különböző tájhasználati intenzitás alatt. Talajtani vándorgyűlés – II. szekció, Klíma, környezet, erózió. A talajok térbeli változatossága – elméleti és gyakorlati vonatkozások 75 – 86. ISBN 978-963-9639-80-5
- SZABÓ, J, JAKAB, G, SZABÓ, B. 2015b: Spatial and temporal heterogeneity of runoff and soil loss dynamics under simulated rainfall. Hungarian Geographical Bulletin (2009-) 64:(1) 25-34.
- SZABÓ L. 2006: A termőföld védelme. Agroinform Kiadó, Budapest.
- SZATMÁRI G., BARTA K. 2013: Csernozjom talajok szervesanyag-tartalmának térképezése erózióval veszélyeztetett mezőföldi területen. Agrokémia és Talajtan. 63 1, 47-60.
- THYLL Sz. (szerk.) 1992: Talajvédelem és vízrendezés dombvidéken. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, p. 350.
- TÓTH T. 1994: Talajtulajdonságok becslése a növényzet alapján tiszántúli szolonyec talajokon. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet, Budapest.
- VÁRALLYAY Gy. 1997: A talaj és funkciói. Magyar Tudomány. XLII. (12) 1414–1430.

Internetes forrás:

HTTP1: <http://www.graphpad.com/scientific-software/instat/>

HTTP2: <http://www.myfloridaeh.com/ostds/acceltraining/PartII/1-SoilColors.pdf>

HTTP3:

http://web.archive.org/web/20071027060221/http://soils.usda.gov/education/resources/k_12/lessons/color

EROSION DYNAMICS RESEARCH BY DIFFERENT SOIL CHEMISTRY PARAMETERS IN GERÉZDPUSZTA SAMPLE SLOPE

Zs. Dobó

Szent István University, Institute of Nature Conservation and Landscape Management
2100–Gödöllő, Páter k. u. 1. e-mail: dobo.zsofia1990@gmail.com

Keywords: soil degradation, erosion, slope effect, soil protection

Nowadays, overpopulation and the lack of food supply have become one of the most important globally arising problems along climate change. The rapid pace of climate change and steadily increasing demand for food incite farmers to raise yield at any cost, and to ignore “good farmer” practice. The bad farming and cultivation practices largely contribute to soil degradation, like soil erosion. Recognizing the importance of this problem, I have started my erosion researches years ago in Gerézdpuszta. The aim of the last (2014) soil sampling was to investigate soil erosion dynamics by different soil chemistry parameters. The study area is an intensive arable land with approximately 330 m length and with an average 16 % slope angle. Right next to the arable land, control field was also designated, which is an extensive grassland. Following the field sampling and laboratory analyzation, I can state that different erosion zones can be found in slope. These erosion zones could be recognized by sampling at a proper scale. Alkaline pH and big calcium carbonate content clearly increases the sensitivity of soil to erosion. The results statistically prove the importance of plant cover, as T-test is also certifies the difference in quality. Soil erosion dynamics could be observed by similar researches and can advise farmers to use soil protective cultivation.

A VILÁG TERMÉSZETVÉDELMENEK TÖRTÉNETE 1986 ÉS 1990 KÖZÖTT (VÉDETT TERÜLETEK ALAPÍTÁSA)

ÁBRÁM Örs, FALVAI Dominika, HORVÁTH Kitti Zsuzsanna, JÁRDI Ildikó, JOÓ Balázs,
KISS Barbara, KOSICIAROVA Lucia, KUN Róbert, LUBAI Nikolett, MALA Bence,
MÁTRAI Flóra, PAULIN Márton, RAFFA Brigitta, SÁGI Zsófia

SZIE-Gödöllő, Természetvédelmi- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi MSc Szak
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

Kulcsszavak: természetvédelem, történet, védett területek, 1986–1990

Összefoglalás: az előző elemzett időszak (1981–1985) óta 5776 védett terület alapítása történt a világon. A cikkben közölt adatok az IUCN kategóriarendszerébe sorolt védett területekre vonatkoznak. A jelenleg vizsgált időszakban az alapított területek 47,5%-a a IV. IUCN kategóriába tartozik (védett táj). Az IUCN adatbázisa szerint a legtöbb területet 1986 és 1990 között Németország alapította (846 területet). 1990-ig az idő előrehaladtával a védett területek száma nem nőtt, de a nemzeti kategóriák egyre többfélék lettek. Az előző időszakhoz képest a nemzeti kategóriák száma 278 lett 1986 és 1990 között. A területnagyságok eloszlása az előző időszakhoz hasonlóan alakult; többségük (47,7%) 0 és 99 ha közötti méretű, bár az összes védett terület kiterjedésének ez 0,036%-a. Magyarországról 37 védett természeti terület került fel az IUCN listájára. Ekkor alakult a Gödöllői dombság tájvédelmi körzet, ezen kívül még 8 tájvédelmi körzet és 28 természetvédelmi terület. Megállapíthatjuk, hogy az előző öt évhez képest 1986 és 1990 között csökkent az alapított védett területek száma: 6174-ről 4412-re. Ebben az időszakban a természetvédelem történelmi eseményei közül kiemelkedik a latin-amerikai La Amistad Nemzeti Park és a madagaszkári Mantadia Nemzeti Park, melyek ma a világörökség részei, a srí-lankai Somawathiya Nemzeti Park, ahol állítólag Buddha egyik fogát őrzik, az amerikai Great Basin Nemzeti Park a több mint 5000 éves fenyőfáival, az algériai Tassili n'Ajjer Nemzeti Park az ősi sziklarajzaival, az ausztráliai Karácsony Sziget Nemzeti Park az endemikus fajjaival.

Előzmények

A védett természeti területek alapításának 1980-ig tartó kijelöléséről már részletes beszámolókat lehet olvasni a Szent István Egyetem Természetvédelmi és Tájökológia Tanszékének publikációiból (CENTERI és GYULAI 2006, CENTERI et al. 2007, PENKSZA et al. 2007, CENTERI et al. 2008a, b, CENTERI és POTTYONDY 2009, CENTERI 2010, CENTERI et al. 2010, CENTERI és GYULAI 2011, CENTERI és GYULAI 2013, CENTERI és GYULAI 2014). Az 1981 és 1985 közötti időszakot BEREZCZ et al. (2015) mutatta be. Jelenleg az 1986 és 1990 közötti időszakban alapított védett területeket ismertetjük.

Anyag és módszer

A védett területek elemzése során Centeri és munkatársainak korábbi módszertanát követjük. Az adatok ismertetésénél az IUCN legfrissebb adatait vesszük alapul (HTTP1). Az adatok a 2003-ban megjelent adatbázisban szerepelnek, melyek korábban a WDPA (World Database on Protected Areas) honlapján (HTTP2) voltak elérhetőek, jelenleg a Protected Planet honlapon találhatóak (HTTP3). Ezen belül az IUCN kategóriába besorolt területekkel foglalkozunk (IUCN 1994). Az adatbázisnak azon állományát elemeztük, amely a területeket egy ponttal vagy egy folttal jelöli.

Eredmények

A jelenleg vizsgált időszakban (1986 és 1990 között) 5776 védett területet alapítottak (1. táblázat). Ez közel 6,4 %-os csökkenést jelent a korábban BEREZCZ et al. (2015) által vizsgált 1981–1985-ös időszakhoz képest, amelyben 6174 terület alapításáról számoltak be.

Az alapított területek kiterjedése szempontjából a III. kategória meglehetősen kicsi; 2,2 %-os részesedéssel szerepel; míg a legnagyobb a VI. kategória aránya (27,9%). A nemzeti parkok, az előző öt évhez (1981–1985) képest a 2. helyre kerültek alapított területek kiterjedése alapján – 22,5% – ellenben a „Biotóp/védett fajok területe kezeléssel” kategóriával, amely 16,6%-os alapításával az előző időszakbeli elsőről a negyedik helyre csúszott.

1. táblázat Az 1986 és 1990 között alapított védett területek IUCN kategóriáinként
Table 1. The number of protected areas by IUCN categories founded between 1986 and 1990

IUCN-kategória	Alapított területek száma (db)	A kategóriák eloszlása (%)	Terület (ha)	Terület %
Ia vad terület	679	11,8	13583203,0	7,8
Ib szigorú természeti rezervátum	163	2,8	5993767,3	3,4
II nemzeti park	418	7,2	39381063,3	22,5
III nemzeti emlékmű	570	9,9	3890961,4	2,2
IV biotóp/védett fajok területe kezeléssel	2743	47,5	28930383,7	16,6
V védett táj	939	16,3	34288981,1	19,6
VI védett erőforrás területkezeléssel	264	4,6	48701702,9	27,9
Összesen:	5776	100	174770062,6	100,0

A 2. táblázat mutatja be az 1986 és 1990 között alapított védett területeket nemzeti kategóriáinként csoportosítva. A legnagyobb mértékben a természeti rezervátumok száma nőtt, hasonlóan az előző 5 éves időszakhoz. 1868-at alapítottak világszerte 1986 és 1990 között. A második helyen a kisebb kiterjedésű természetes emlékek (411 db) állnak, meglepően viszont a harmadik legtöbbet alapított védett területek a nemzeti parkok (229 db) voltak. Hasonlóan az eddigiekhez, nagy számuk miatt sok olyan kategóriát is láthatunk, amelyből csak 1-3 db-ot alapítottak az általunk vizsgált időszakban.

2. táblázat Az 1986 és 1990 között alapított védett területek nemzeti kategóriái és az alapított kategóriák száma
Table 2. The number of protected land categories by national types founded between 1986 and 1990

Nemzeti kategóriák	Alapítások száma
Abszolút természeti rezervátum; Antarktikus speciális védelmi terület; Vízi rezervátum; Különleges természeti terület; Történelmileg fontos terület; Különleges védelem alatt álló tudományos használatú terület; Vízgyűjtőterület; Madárrezervátum (reserve); Madármenedék (sanctuary); Pufferzóna; Községi (communal) rezervátum; Szabályozott vadászterület; Oktatási menedék (refuge); Környezeti zóna; Fauna természeti rezervátum; Faunisztikai termelési rezervátum; Halászati menedék (sanctuary); Flóra- és faunavédelmi terület; Flóra- és faunarezervátum; Erdő- és legelőrezervátum; Vadtenyésztő menedék; Vad kezelési terület; Örökségi terület; Történelmi emlék; Kertészeti Emlék; Vadásrezervátum; Sovány rét; Egyezmény alapján kezelt terület; Nemzeti tengeri természeti rezervátum; Tengeri nemzeti rezervátum; Többféle hasznosítású kezelési terület; Többféle hasznosítású rezervátum; Önkormányzati biológiai rezervátum; Önkormányzati ökológiai rezervátum; Nemzeti Ökológiai Rezervátum; Nemzeti Fauna és Flóra Rezervátum; Nemzeti Erdőpark; Nemzeti Örökség Vadon terület; Nemzeti történelmi park; Nemzeti Vadászati és vadvilág rezervátum; Nemzeti Emlék; Nemzeti Park - Pufferzóna; Nemzeti Park - Magterület; Nemzeti Park (Bennszülött); Nemzeti Park Rezervátum; Nemzeti Parkok Törvény 4. jegyzéke szerinti park vagy Rezervátum; Nemzeti vadvilág védő terület; Természetes barlangok; Természetes sajátságok rezervátuma - Természetes sajátság és látványos rezervátum; Természetes sajátságok rezervátuma - Folyam melletti rezervátum; Természetes táj; Természetes emlék - Geológiai; Természetes park és rezervátum zóna; Természetes víz rezervátum; Természetvédelmi Felügyelőség - Rezervátum (preserve); Természeti erdőrezervátum; Természeti rezervátum (meghatározatlan); Természeti bizalmi terület; Kikötési tilalmi zóna/Behatolni tilos zóna kivéve halászatoknak; Parkrezervátum; Helyi jelentőségű védett természeti tárgyak; Vidéki flóarezervátum; Vidéki természeti park; Kvázi nemzeti park; Regionális körzeti park; Regionális tájpark; Regionális természeti park; Regionális park; Falusi park; Festői látvány; Tudományos rezervátum;	1

Különleges védelmi területek; Turisztikailag érdekes különleges terület; Különleges botanikai rezervátum; Különleges faunarezervátum; Különleges tengeri rezervátum; Különleges hely; Különleges rezervátum - Botanikai; Különleges rezervátum - Erdő; Különleges rezervátum - Zoológiai; Állami erdőrezervátum; Szigorú halászati rezervátum; Telmatológiai rezervátum; Bálnamenedék (Sanctuary); Vadszárnyas menedék (sanctuary) (85db)	
Bioszféra rezervátum magterület; Kanadai örökség folyó; Ismeretlen típus; Búvárok természeti rezervátuma; Száraz gyepek; Faunisztikai élőhely; Faunisztikai rezervátum; Sajátság védelmi terület; Halászati erőforrások védett területe; Nagy erdőpark; Történelmi hajóroncs; Történelmi rezervátum; Integrált állami biológiai rezervátum; Tájrezervátum; Önkormányzati környezetvédelmi terület; Önkormányzati rezervátum; Nemzeti vadvilág menedék (refuge); Nemzeti Vadvilág Rezervátum; Természetes sajátságok rezervátuma - Geológiai Rezervátum; Természetes Nemzeti Rezervátum; Természeti védett terület (protected area); Természeti rezervátum terület; Természeti Zapovednik; Egyéb park; Előjáró által kijelölt biotópok; Privát természeti rezervátum; Kezelt erőforrások védett területe; Vidéki rezervátum; Tudományos használatú terület; Különleges rezervátum; Állami üdülési terület; Állami fenntartási terület; Érintetlen dzsungel rezervátum; Útszéli park (34db)	2
Kiemelkedő ökológiai fontosságú terület; Madár/növényzeti megőrzési terület (conservation area); Túlelvölgy-rezervátum; Vadmenedék (Game Sanctuary); Vadászpark; Jelentős megőrzési terület; Tengeri és parti park; Nemzeti Torkolatkutató rezervátum; Nemzeti Tengerpark; Nemzeti Tengeremenedék (Sanctuary); Nemzeti Természeti Rezervátum - 15-ös szekciója az 1976-os Vadon élő állatokról és növényekről szóló 1976. évi törvénynek (Wildlife Act 1976); Nemzeti Menedék (Sanctuary); Természetes ökoszisztéma megőrzési terület; Természetes emlék vagy helyszín; Fontos üdülési turista & megőrzési park - Quebec; Természetes örökség kifejezett rezervátuma; Tiltott terület; Védett erdő; Faunamenedék (refuge); Regionális rezervátum; Állami ökológiai park; Állami természeti emlék (23db)	3
Vadpark; Tengeri természeti rezervátum; Önkormányzati park; Nemzeti Természeti Emlék; Természetes sajátságok rezervátuma - Látványos rezervátum; Természetes emlék - Geomorfológiai; Védett biotóp; Különleges rezervátum - Madártani; Állami természetes terület rezervátum; Gondnoksági terület; Vadon (Nemzeti Park szolgálat); Tengerbiológiai gondnoksági terület (13db)	4
Kiemelkedő természeti szépségű terület; Tözepláp/láp rezervátum; Integrált rezervátum; Partmenti megőrzési terület; Tengeri nemzeti park; Nemzeti vadvilág különleges védett terület; Regionális természetes park; Regionális park - Gyümölcsöskert emléke - Park műalkotás; Állami tengeri park; Állami természeti Rezervátum (preserve); Vadon (Hal és vadvilág szolgálat); Zakaznik (12db)	5
Természetes Nemzeti Park; Privát rezervátum; Védett táj; Állami biológiai rezervátum; Territoriális park (5db)	6
Környezetvédelmi terület; Halélőhely-terület B; Vadmenedék (Game Reserve); Nemzeti Vad rezervátum; Természetes park; Vidéki történelmi helyszín; Üdülési terület; Rezervátum; Vadvilági alap által védett terület - Quebec; Vadon terület (10db)	7
Megőrzési terület; Geológiai Rezervátum; Vándormadár menedék (Refuge); Természeti megőrzési törvény; Természeti Rezervátum (preserve); Látványos terület; Kiemelt ökológiai érdekelttségű állami terület; Állami park - Gyümölcsöskert emléke - Park műalkotás (8db)	8
Bioszféra rezervátum; Ökológiai állomás; Kitermelő rezervátum; Nedves terület; Tájvédelmi terület (Landscape Protected Area); Privát szervezetektől oklevél által védett terület - Quebec; Állami kitermelő erdő; Szigorú természeti rezervátum (8db)	9
Természeti megőrzési rezervátum; Egyéb megőrzési terület; Tiltott traktus (3db)	10
Madármegőrzési terület; Megőrzési rezervátum; Természeti terület; Nem vagy egyáltalán nem vadászható terület; Védelmi erdőrezervátum; Vizenyős terület rezervátum (wetland) (6db)	11
Üdülési park; Különleges tudományos érdekelttségű terület (SSSI); Állami ökológiai állomás (3db)	12
Vadvilág menedék (sanctuary)	13
Halélőhely-terület A; Feltöltődési zóna; Különlegesen védett terület (3db)	14
Integrált természeti rezervátum	15
Egyéb megőrzési rezervátum; Természeti menedék vagy részleges rezervátum (sanctuary); Privát vadvilág menedék (refuge) (3db)	16
Örökségi partszakasz; Egyéb terület; Részleges természeti rezervátum; Védőzóna; Tudományos terület; Állami ökológiai rezervátum (6db)	17
Állami Zakaznik; Vízválasztó erdőrezervátum; Vadvilág menedék (refuge) (3db)	18
Erdőrezervátum; Regionális/vidéki természeti rezervátum (2db)	21

Történelmi/Kulturális terület; Nemzeti Erdő; Nemzeti érdekeltsgű természetes táj/ak (3db)	22
Nemzeti Természetes Emlék; Természeti megőrzési rezervátum - Flóra és Fauna (2db)	23
Természeti megőrzési rezervátum - Vadvilág Rezervátum (vadászati tilalom)	24
Tengeri park; Vadvilág kezelési terület (2db)	25
Nemzeti Rezervátum	26
Védett helyszín	27
Vadvilág rezervátum	28
Tengeri Rezervátum	30
Regionális/vidéki természeti park	32
Biológiai rezervátum; Megőrzési park; Természeti megőrzési rezervátum - Flóra rezervátum (3db)	34
Természetes rezervátum; Védett terület (protected); Védett természeti emlék; Állami környezetvédelmi terület; Állami természeti rezervátum (5db)	36
Üdülési helyszín	37
Természetes Terület; Önkéntes természeti rezervátum (2db)	38
Tájpark; Állami Park (2db)	40
Természetes sajátágok rezervátuma - Vadvilág rezervátum (vadászati)	42
Vadon (Területkezelési hivatal)	43
Vadon (erdőszolgálat)	51
Ökológiai rezervátum	53
Park	57
Természeti megőrzési terület	63
Partmentén és tóparton elfoglalt védelmi terület	64
Nemzeti Természeti Rezervátum	67
Védett láp	71
Természetes sajátágok rezervátuma - Bozót rezervátum; Védett táj rész/ek (2db)	78
Tájvédelmi terület (Landscape Protection Area); Természeti park (2db)	85
Vidéki park	90
Menedék (Sanctuary)	110
Regionális természeti emlék	118
Regionális Zakaznik	137
Biotópvédelmi rendelet	161
Nemzeti Park	229
Természetes emlék	411
Természeti rezervátum	1868
Összesen:	4412

A vizsgált időszakban a nagy területű, 1 millió hektár fölötti védett természeti területek alapításának száma, összesen 36, mely háromszoros növekedést jelent ebben a kategóriában az előző 5 évhez képest (3. táblázat). Ezek közül egy a 10 millió ha-t is meghaladta, mely a Szaúd-Arábiában helyezkedik el és a Northern Wildlife Management Zone (remainder) nevet viseli. A második a sorban a 7.736.000 ha-os nigeri Air and Ténéré rezervátum 7.736.000 hektárral, a harmadik, pedig az algériai Tassili N'Ajjer 7.200.000 hektárral. Ezen területek mellett a további 1.000.000 ha feletti terület védetté nyilvánítások elsősorban a kelet-ázsiai országokra, valamint Dél-Amerikára, illetve Afrika nagyobb, elsősorban sivatagi országaira jellemzőek ebben az öt éves időszakban.

Az előző időszakkal (1981–1985) összevetve látható, hogy a területek darabszáma tekintetében 6,45 %-os csökkenés tapasztalható (Berecz et al 2015), azonban több mint kétszeres terület védetté nyilvánítás tapasztalható (106,39 %-os növekedés, mely 90.089.125 ha-ral nagyobb, mint a korábbi öt éves periódusban, ahol mindez 84.680.937 ha volt) (Berecz et al, 2015).

3. táblázat Az 1986 és 1990 között alapított védett területek nagyság szerinti eloszlása
Table 3. The number of protected lands by size founded between 1986 and 1990

Terület nagysága (ha)	Alapított területek száma kategóriánként (db)	A területek eloszlása (%)	Védett területek kiterjedése (ha)	A védett területek nagyságának eloszlása (%)
0–99	2758	47,749	63235,600	0,036
100–999	1129	19,546	420619,200	0,241
1000–9999	998	17,278	3528601,800	2,019
10 000–99 999	681	11,790	22468784,900	12,856
100 000–999 999	174	3,012	50621370,000	28,965
1 000 000–	36	0,623	97667451,000	55,883
Összesen	5776	100,0	174770062,6	100,0

A védett területeket alapító országokat, és az alapítások számát a 4. táblázatban láthatjuk. Az előző öt évtől eltérően Ukrajna csak 303 védett területet jelölt ki ebben az időszakban, így az előző évek második helyezette, Németország alapította a legtöbb védett terület, összesen 846 db-ot, ami a korábbi vizsgált periódushoz képest így 32%-os csökkenést jelent. Ausztrália, az előző időszak 3. helyezette így a 2. helyre lépett 534 újabb védett terület alapításával. A korábban 7. legtöbb védett területet létrehozó Csehország a vizsgált időszakban Kanadát, Kínát és az Egyesült Államokat megelőzve a 3. helyre került.

4. táblázat Az 1986 és 1990 között alapított védett területek országonként
Table 4. The number of protected lands by countries founded between 1986 and 1990

Ország(ok)	Alapítások száma	Ország(ok)	Alapítások száma
Az Amerikai Egyesült Államok lakatlan külbirtokai, Bahrein, Banglades, Belgium, Bhután, Brit Virgin-szigetek, Burkina Faso, Burundi, Dominika, Egyenlítői-Guinea, Etiópia, Francia Guyana, Heard-sziget és McDonald-szigetek, Hong Kong, Jamaica, Karácsony-sziget, Kongó, Libanon, Liechtenstein, Mali, Mayotte, Mianmar, Mikronéziai Szövetségi Államok, Moldova, Monaco, Svájc, Szenegál, Szent Ilona, Tanzánia, Zambia	1	Dél-afrikai Köztársaság	21
		Románia	22
		Saint Vincent és a Grenadine-szigetek	23
		Fülöp-szigetek	25
		Venezuela	27
		Oroszország, Saint Lucia	28
		Kajmán-szigetek	29
		Thaiföld	31
Algéria, Amerikai Szamoa, Bahama-szigetek, Ciprus, Ecuador, Gambia, Kirgizisztán, Közép-afrikai Köztársaság, Málta, Mauritius, Nepál, Niger, Örményország, Paraguay, Salvador, Seychelle-szigetek, Sierra Leone, Szamoa, Tunézia, Üzbegisztán	2	Lengyelország	32
		Észtország	36
		Magyarország	37
		Indonézia	39
Honduras, Törökország	40		
Azerbajdzsán, Bolívia, Jordánia, Jugoszlávia, Kuba, Kuvait, Litvánia, Malajzia, Martinique, Mauritánia, Panama, Szudán	3	Írország	42
		Lettország	46
		Norvégia	55
Brunei Szultanátus, Észak-Korea, Macedónia, Montserrat, Nicaragua, Réunion, Szingapúr, Trinidad és Tobago	4	Egyesült Királyság	59
		Bermuda	62
		Argentína	66
Izrael, Kazahsztán, Madagaszkár, Pakisztán, Pápua Új-Guinea, Puerto Rico, Suriname	5	Vietnam	68
		Olaszország	71
Dánia, Dél-Korea, Görögország, Namíbia, Türkmenisztán, Új-Zéland	6	Finnország	83
		India	125
Costa Rica, Dominikai Köztársaság, Egyiptom, Irán, Kenya, Uganda	7	Amerikai Egyesült Államok	147

		Spanyolország	153
Belize, Chile, Fehéroroszország, Guadeloupe, Guatemala, Peru, Új- Kaledónia	8	Svédország, Szlovákia	179
		Ausztria	184
Mexikó, Szaúd-Arábia	9	Brazília	188
Antarktika, Tajvan	10	Franciaország	290
Hollandia, Japán, Srí Lanka	11	Ukrajna	303
Izland	12	Kína	318
Turks- és Caicos-szigetek	13	Kanada	342
Portugália	14	Csehország	476
Luxemburg, Szlovénia	15	Ausztrália	534
Bulgária	17		
Horvátország	18	Németország	846
Columbia	20		
Összesen:			5776

Külföldi védett területek

Litchfield Nemzeti Park, Ausztrália

A Litchfield Nemzeti Park a dús erdők, látványos vízesések, gyönyörű tavak, magas természetvárok otthona. A látogatók már az odavezető úton is nagy kirándulásokat tehetnek a természetben, hisz a közelében is rengeteg a látnivaló: vízesések, tavak, sziklás hegyek (HTTP4).

Ausztrália északi részén terül el, Batchelor nevű településhez közel, megközelítőleg 150.000 ha kiterjedésű. Évente 260 000 látogató érkezik a nemzeti parkba.



1. ábra Litchfield Nemzeti Park elhelyezkedése Ausztrália északi tartományában (Forrás: Google Maps)
Figure 1. The location of Litchfield National Park in the Northern Territory of Australia (Source: Google Maps)

A parkot 1986-ban alapították, Frederick Henry Litchfield-ről nevezték el, aki a terület első kutatója volt az előző században. A bejáratát jelző táblát ízlésesen helyezték el a közút mellett (2. ábra).



2. ábra A Litchfield Nemzeti Park bejáratát jelző tábla Ausztrália északi tartományában (Fotó: Centeri Cs.)
Figure 2. The entrance sign at Litchfield National Park in the Northern Territory of Australia (Photo: Cs. Centeri)

A gazdag történelemmel és kultúrával átitatott tájat a víz és az idő alakította ki. Több ezer évig az ausztrál őslakosok éltek itt, és formálták a tájat (HTTP5).

Az itt fellelhető természeti kincsek közül megemlíthető a Florence vízesés, melynek tavában úszni is lehet. Ezen kívül még számos vízesés megtekinthető, mint a Wangi vízesés (3. ábra) a Walker-patakkal, vagy a Tolmer vízesés. Lenyűgöző látvány a Buley Rockhole, amely apróbb vízesések, és vízzel telt sziklaüregek sorozata. Az Elveszett Város a homokkőpilléirevel az itt élt civilizációk tanúja.

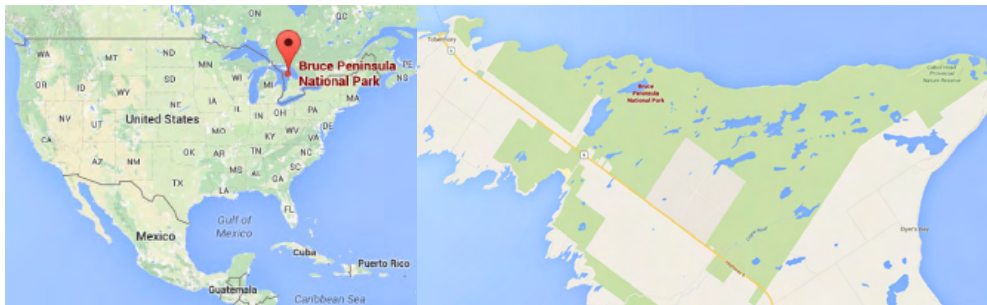


3. ábra Wangi vízesés, Litchfield Nemzeti Park, Ausztrália északi tartományában (Fotó: Centeri Cs.)
Figure 3. The Wangi Falls in Litchfield National Park, Northern Territory of Australia (Photo: Cs. Centeri)

Gyönyörű védett növényei a banksiák, grevilleák és a termineliák. Rengeteg ausztrál bennszülött állatfaj él itt, például az antilop kenguru (*Macropus antilopinus*), a wallaby kenguru (*Macropus agilis*) vagy a kis vörös repülőőrka (*Pteropus scapulatus*). Sok őshonos madárnak is otthont ad a park, mint a keleti dollármadár (*Eurystomus orientalis*), a csillogó drongó (*Dicrurus bracteatus*) és a szivárvány méheví (*Merops ornatus*).

Bruce Peninsula Nemzeti Park, Kanada

A Bruce Peninsula nemzeti park az Ontario-i Bruce-félszigeten, Kanadában helyezkedik el (4. ábra). A Huron tóba benyúló félsziget belső részén elhelyezkedő félsziget 15600 ha-t foglal magába, és az egyik legnagyobb védett terület Dél-Ontarióban, valamint az UNESCO Niagara-meredély Világ Bioszféra Rezervátumának (Niagara Escarpment World Biosphere Reserve) része (HTTP6).



4. ábra A Bruce Peninsula Nemzeti Park elhelyezkedése Tobermory-tól keletre (Kanada) (Forrás: Google Maps)
Figure 4. Situation of the Bruce Peninsula National Park east of Tobermory (Canada) (Source: Google Maps)

A bioszféra rezervátum szívében elhelyezkedő 'Bruce' (a félsziget) miatt turisták ezrei érkeznek ide minden évben, hogy megcsodálják a park masszív, egyenetlen sziklatömbjeit, amiken ezer éves cédrusok nőnek. A park területén hihetetlenül változatos élőhelyeket találunk, a ritka mészkő zátonyoktól a sűrű erdőkig és tiszta vizű tavakig.

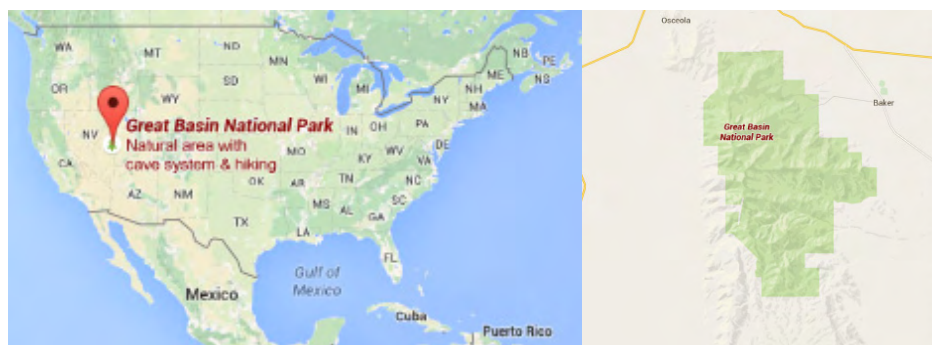
A Bruce-félsziget meredek lejtői több mint 5000 éve képződtek gleccserek által. A mészkősziklák gyakran több száz lábnyi magasságban állnak ki a georgiai öböl kristálytisza vizéből. A part menti víz hajóroncsokat is rejt, amelyek vonzzák a bűvárokat.

A park növényzeti értékeit főleg ritka páfrány és orchidea fajok adják, például a Boldogasszony papucs (*Cypripedium calceolus*), az aranyos fodorka (*Asplenium trichomanes*), emellett gazdag állatvilággal is rendelkezik, találkozhatunk fekete medvével (*Ursus americanus*), fehér farkú szarvassal (*Odocoileus virginianus*) és csörgőkígyóval (*Sistrurus catenatus*).

Készült egy rövidfilm a parkról a 2011-es Nemzeti Parkok Projekt keretében, amit Daniel Cockburn rendezett, és John K. Samson, Christine Fellows és Sandro Perri voltak a zeneszerzők (HTTP6).

Great Basin Nemzeti Park, Amerikai Egyesült Államok

A Great Basin Nemzeti Park az Amerikai Egyesült Államokban, Nevada állam keleti részén található (5. ábra). Nevét a Sierra Nevada és Wasatch hegység közötti száraz hegyvidéki régióról kapta. Területe 31,2 hektár (HTTP7).



5. ábra A Great Basin Nemzeti park elhelyezkedése (Forrás: Google Maps)
Figure 5. The location of Great Basin National Park (Source: Google Maps)

A parkot 1986. október 27-én alapították, a Lehman barlangok és a tűnyalábos fenyők védelmének érdekében, melyek a legidősebb ismert fenyőfélék közé sorolhatóak. A Nemzeti Park szomszédságában található a Highland Ridge Vadon, mellyel együttesen 590 km²-nyi összefüggő élőhelyet védenek kelet Nevada medence területén (HTTP7) (HTTP8).

Élővilágát tekintve több mint 800 növény-, 238 madár-, 61 emlős-, 18 hüllő-, 2 kétéltű- és 8 halfajnak ad otthont. Ősi növénye a Great Basin tűnyalábos fenyő (*Pinus longaeva*), melynek kora 5000 évre tehető (HTTP7) (HTTP9).

A Lehman barlangok a kambriumban, kb. 550 millió évvel ezelőtt kezdtek formálódni, egy sekély és meleg tengeri elöntés alatt. A sziklák fő anyagát márvány és mészkő adja, melyek a környékben egyaránt dominálnak. A pleisztocén során az erősödő tengeráramlatoknak köszönhetően a barlangrendszer folyamatosan mélyült, majd a víz levonulását követően csodás termeket és üregeket hagyott maga után (HTTP7).

Puffin-sziget Természetvédelmi Terület

A Puffin-sziget Írországbán, Kerry megyében helyezkedik el. A sziget 1,6 km hosszú és 0,7 km széles, és 145 méterre emelkedik ki a tengerből. 1987-ben nyilvánították védetté a BirdWatch Ireland kezdeményezésére. A védettséget a területén található tengeri madár populációk megőrzésének érdekében kapta, három madárfajnak jelentős fészkelő állománya itt található meg. A szigeten fészkel a lunda (*Fratercula arctica*) kb. 5000-10000 egyed; ezen madárfaj hím egyedei nyáron könnyen felismerhetők a színes csőrükről (6. ábra). Megtalálható még az atlanti vészmadár (*Puffinus puffinus*), és a viharfecske (*Hydrobates pelagicus*) kb. 20.000 egyede is, mely az európai vizek legkisebb viharfecskéje, csupán molnárfecske méretű (HTTP11).



"Papageitaucher *Fratercula arctica*" by Richard Bartz - own work. licensed under cc by-sa 3.0 via wikimedia commons – HTTP 12

6. ábra Lunda (*Fratercula arctica*) (forrás: HTTP12)

Figure 6. Atlantic puffin (*Fratercula arctica*) (Source: HTTP12)

A szigetre szervezett túrákkal lehet eljutni, amit a Bird Watch Ireland szervez, a szigetet hajóval lehet megközelíteni, utána gyalogos túrán vehetünk részt, a szigeten egyetlen szálláshely sem található, a madarak védelmének érdekében (HTTP13).

Aschener/Heederer Moor

Az Aschener Moor (Moor=láp), 1986 január 1.-én történt védetté nyilvánítása után, a szomszédos, már védett Heederer Moor nevű területtel és néhány további bővítéssel együtt alkot egy új természetvédelmi területet Aschener Moor/Heederer Moor néven. A Diepholz várostól északnyugatra elterülő 1023ha kiterjedésű lápvidéket elsősorban a múltban nagymértékű, de máig fennálló tőzegkitermelés veszélyezteti. A védett terület központi részeit elsősorban tőzegtermelés alatt álló, illetve régebben ilyen módon hasznosított, de mára felhagyott és a regenerálódás jeleit mutató lápmozaikok alkotják. Kis számban sosem bolygatott, természetesnek tekinthető foltokra is akadhatunk. A külső zónában főként a feltöltődés és a vízborítottság különböző fázisaiban lévő nedves réteket találunk, melyek részint mezőgazdasági hasznosítás alatt állnak (kaszálás). Helyenként előfordulnak szántó- és erdőfoltok is. A terület védettségét elsősorban a tőzeglápokra jellemző ritka növényfajoknak és a gazdag madárvilágnak köszönheti. Megtalálható például a kereklevelű és a közepes harmatfű (*Drosera rotundifolia* és *Drosera intermedia*), a közönséges tőzegrozmaring (*Andromeda polifolia*) vagy a vörös áfonya (*Vaccinium vitis-idaea*). A partimadár-faunát többek között a nagy póling (*Numenius arquata*) a sárszalonna (*Gallinago gallinago*), a bíbic (*Vanellus vanellus*) és a piros lábú cankó (*Tringa totanus*) képviseli. A nedves réteken cigánycsukot (*Saxicola torquata*), tövisszűrő gébicset (*Lanius collurio*), nagy örgébicset (*Lanius excubitor*) és lappantyút (*Caprimulgus europaeus*) is megfigyelhetünk. A lápvidék közelebbi megismerésére egy cölöpös pallósor által nyílik lehetőség. A mesterséges vízutánpótlás segít kedvező állapotban tartani az élőhelyeket és a rájuk jellemző mikroklímát (HTT14).

Parque Natural de la Albufera de Valencia

A nemzeti park 1986 július 23-án alakult Spanyolország Valencia tartományában a Földközi tenger partján, 21.210 ha területen, melyből 2100 ha édesvízű tó. A park rendelkezik a ZEPA, RAMSAR, LIC és NATURA 2000 védettségi szintekkel is, területén az elmúlt 15 évben 7 különböző LIFE+ projektet futtattak le.

Az 'albufera' elnevezés mocsaras vidéket jelent. A terület egy már a miocénben korban megsüllyedt medence, amit két folyó – a Turia és a Jucar – torkolata fog közre északról és délről. A kis lejtésű felszín a lelassuló folyók finomszemcsés üledékekkel töltötték fel, melyben az észak-dél irányú partmenti tenger-áramlat, a Golf is közrejátszott. Így egy körülbelül 30 km hosszú, 3-4 km széles homokpad alakult ki mely elzárta a mocsaras területet a Földközi tengertől. E homokpad - melynek neve: La Devesa - nyugati oldalán a napjainkban már édesvízű tó található, az átellenes keleti oldalon a Földközi-tenger hullámai mossák a partot, míg a földszív belsejében szintén sávós megoszlású a vegetációt találunk. E geológiai sokszínűség ökoszisztémák és így fajok szempontjából is nagy diverzitást eredményez. A tengerparti mozgó dűnével dinamikusnak mondható, sőtűró vegetációt (*Cyperus capitatus*, *Eryngium maritimum*, *Pancreatium maritimum*, *Malcolmia littorea*) követik a mélyebb területek időszakos, illetve állandó vízállású mocsarai (*Scirpus holoschoenus*, *Iris xiphium*, *Juncus spp.*); beljebb haladva pedig a dűnét gyökereikkel átszövő és a parti szeleket mérséklő cserjés található (*Dorycnium hirsutum*, *Cistus clusii*, *Pistacia lentiscus*). Az északi részeken jellemző az erdővegetáció is (*Pinus halepensis*, *Quercus coccifera*, *Rhamnus oleoides*). Az erdők és cserjések mozaikjai után meg is érkezünk a túloldal jellemző tóparti növényzetéhez (*Escirpus lacustris*, *Juncus maritimus*, *Arundo phragmites*, *Typha spp.*), melyet a vízben folytatódva aquatikus növényzet követ.

Az állatvilágot leginkább a víz minősége és mennyisége befolyásolja. A tóban találkozhatunk rákokkal (*Palaemonetes zariquieyi*), édesvízi kagylókkal (*Unio mancus*),

valamint számos halfajjal, melyek közül kettő endemikus Spanyolországban (*Valencia hispanica*, *Aphanius iberus*). A mocsarak gyakori vendégei a görögteknősök (*Testudo hermanni*), illetve a bozótban fészkelő récefajok (*Anas platyrhynchos*, *Aythya ferina*). A nemzeti parkban több, mint 350 madárfajt regisztráltak, melyek között találhatóunk egész évben itt élő, itt költő és csupán vonulás közben megpihenő fajokat is szép számmal. A mocsaras területek szigetein lármás költőtelepeken gyűlnek a különböző csér- és sirályfajok (*Sterna hirundo*, *Sterna sandvicensis*, *Larus melanocephalus*, *Larus geneii*, *Larus audonii*), valamint a sekély vizekben, óvatos léptekkel táplálék után kutató gulipán (*Recurvirostra avosetta*) és gólyatöcs (*Himantopus himantopus*). Gyakran eléri a 2000 egyed a szürke gémekek egyedszáma (*Ardea cinerea*) és a Magyarországon szintén jól ismert kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) is jelentős mennyiségben reprezentálják itt magukat (HTT14, HTT15).

Hazai védett területek

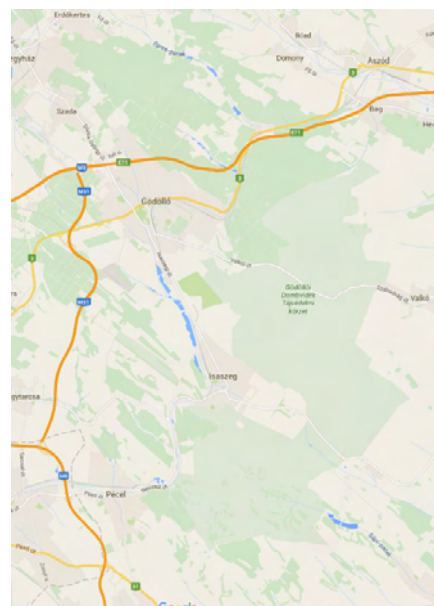
A Gödöllői-dombvidék Tájvédelmi Körzet

A tájvédelmi körzetet 1990-ben alapították, összesen 11.801 ha kiterjedéssel, melyből a fokozottan védett terület összesen 802,6 ha-t tesz ki. A tájvédelmi körzetet a kiemelt természeti, valamint kultúrtörténeti értékek megóvása érdekében hozták létre (MALATINSZKY 2011).



6. ábra A Gödöllői Dombvidék Tájvédelmi Körzet elhelyezkedése (Forrás: Google Maps)

Figure 6. Situation of the Gödöllő Hillside Landscape Protection District (Source: Google Maps)



A terület több szempontból is rendkívüli tulajdonságokkal bír (DEMÉNY et al. 2010, 2011), mivel két biom, az erdő (üdébb), valamint az erdősztyepp (szárazabb) zónák határán fekszik, így mindkét biom jellegére utaló fajok megtalálhatóak területén, mely jelentős diverzitást eredményez, és különleges viszonyokat alakít ki.

Különleges adottságai révén két hideg kontinentális erdősztyepp erdő társulás található területén, mely világ szinten egyedülálló (gyertyán elegyes mezei juharos tölgyes és kislevelű hársas tölgyes) növényzeti típus (MALATINSZKY 2011). Számos forrás és patak található a területén, melyek mentén értékes növényzet és növényfajok találhatók (kékperjés rétek, lápok fajtái), úgymint a buglyos szegfű (*Dianthus superbis*), illetve a kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*). A száraz gyepek értékes fajtái a homoki kikerics (*Colchicum arenarium*), a

janka tarsóka (*Thlaspi jankae*), mely egy bennszülött fajunk, ill. a bársonyos kakukkszegfű (*Lychnis coronaria*).



7. ábra A Gödöllői Dombvidék Tájvédelmi Körzet egyik Natura 2000 területe Erdőkertes közelében (Fotó: Centeri Cs.)

Figure 7. One of the Natura 2000 site of the Gödöllői Hillside Landscape Protection District, close to Erdőkertes (Hungary) (Photo: Cs. Centeri)

A dombság állattani értékekben is jelentős diverzitással bír, illetve több igen ritka faj is megtalálja életterét. A különleges ízeltlábú fajok közül megtalálható az orrszarvú bogár (*Oryctes nasicornis*), valamint a bikapók (*Eresus cinnabarius*) is, illetve a kis apollólepke (*Parnassius mnemosyne*). Több különleges halfaj is megtalálja életterét a tájban, a védett réti csík (*Misgurnus fossilis*) és vágócsík (*Cobitis taenia*) fajok, illetve számos kételtű és hulló faj is előfordul (mocsári béka (*Rana arvalis*) és mocsári teknős (*Emys orbicularis*)). Fontos megemlíteni, hogy a fokozottan védett pannongyík (*Ablepharus kitaibelii fitzingeri*) is megtalálható a dombság területén. A védett madárfajok tekintetében is bővelkedik a dombvidék. megtalálható a holló (*Corvus corax*), a fokozottan védett gyurgyalag (*Merops apiaster*), a gyöngybagoly (*Tito alba*), valamint a fokozottan védett, vizes élőhelyekre jellemző haris is (*Crex crex*). Ritka emlősfajok is szerepelnek az állattani értékek között, például a vadmacska (*Felis sylvestris*), a mogyorós- és erdei pelék (*Muscardinus avellanarius*, *Glis glis*), illetve a törpeegér (*Micromys minutus*).

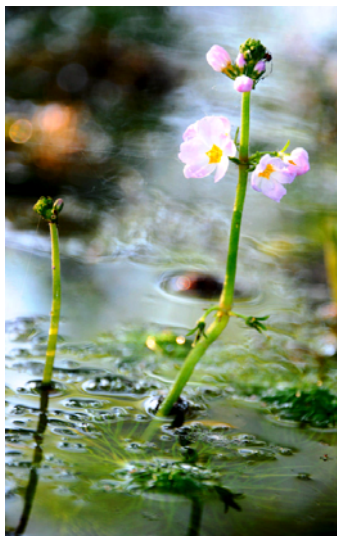
A tájban sajnos az elmúlt évtizedekben nőtt a kihelyezett illegális hulladék mennyisége. A dombvidék fontos védett területe és kultúrtörténeti emléke a Gödöllői Királyi Kastélypark Természetvédelmi Terület, ahol a Grassalkovics (Királyi) kastély található, melyhez kapcsolódik a gödöllői Felső-park. Ez utóbbi 1998 óta országos jelentőségű, 26 ha-os természetvédelmi terület, de további igen fontos kultúrtörténeti emlék a szarmaták által épített, római korból származó Csörsz árok.

A Kiskőrösi-turjános Természetvédelmi Terület

Az 550 hektáros természetvédelmi területet 1990-ben hozták létre a Kiskunsági Nemzeti Park részeként, két korábban is védett terület összevonásával. 2004 óta a Natura 2000 hálózat részét képezi.

Az ősi Duna lefutását követő turjánvidék a Solti-sík, és a Duna-Tisza közti homokhátság közé ékelődött lápos területek összessége, mely igen különleges természeti értékekkel bír, különös tekintettel a növénytan értékekre. A területen megfigyelhető különböző térszíneken más-más vegetáció fejlődik. A mélyebb, folyamatos vízellátottságú területeken kőrises égerlápok, míg a magasabb fekvésű területeken tölgy-kőrös-szil ligeterdők találhatóak. Az ennél magasabb térszínen lévő, gyengébb vízhatású területeken az antropogén hatás

következtében igen kevés terület őrizhette meg egykori jellegét. Ezen gyöngyvirágos tölgyesek egykori hírmondója a Szücsi-erdő.



8. ábra Békaliliom (*Hottonia palustris*), Kiskőrösi-turjános Természetvédelmi Terület, Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (Fotó: Ábrám Ö.)

Figure 7. Water violet (*Hottonia palustris*), Kiskőrös-turjános Nature Conservation Area, Kiskunság National Park Directorate (Photo: Ö. Ábrám)

A láperdők folyamatos vízutánpótlását a talajvizek feláramlási zónái biztosítják. Megfelelő állapotuk megőrzéséhez nem kizárólag a terület vízkormányzását szükséges kellő körültekintéssel szervezni, hanem megoldást kell találni a táji léptékben is egyre nagyobb problémát jelentő talajvízszint-csökkenésre.

A lápterületek hínárnövényzetének védett növénye a békaliliom (*Hottonia palustris*). Szintén védett fajok a szegélyzónákban található nyári tőzike (*Leucojum aestivum*) és a lápi csalán (*Urtica kioviensis*).

Értéket képviselnek még az hosszantartó vízborítás hatására kialakuló magassások, melyek csekély gazdasági jelentőségük mellett gyakran maradnak kezelés nélkül. Hazánkban védett, a térségben igen ritka növények közül megtalálható itt a nádi boglárka (*Ranunculus lingua*), a mocsári aggófű (*Jacobaea paludosa*) a hármalevelű vidrafű (*Menyanthes trifoliata*), a gyilkos csomorika (*Cicuta virosa*), szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), a buglyos szegfű (*Dianthus superbus*) és a kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*). Ritka fajok a fehérmájvirág (*Parnassia palustris*) és a tőzegboglar (*Parnassia palustris*) (IVÁNYOSI 2015, RAKONCZAI 2009, HARASZTHY 2014).

Irodalom

- ALMÁSI B., CSÁKVÁRI E., DEMETER A., MAJOR B., MOLNÁR L., NAGY E., PISZKER Z., POLLER E., SARLÓS D., URSU D., VINCZE T. 2014: A világ természetvédelmének története 1976 és 1980 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok 12(1): 207–219.
- CENTERI Cs. 2010: A világ természetvédelmének története 1956–1960 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 8(1): 147–155.
- CENTERI Cs., GYULAI F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. Tájökológiai Lapok, 4(2): 427–432.
- CENTERI Cs., GYULAI, F. 2011: A világ természetvédelmének története 1966–1970 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 9(1): 127–143.
- CENTERI Cs., GYULAI, F. 2013: A világ természetvédelmének története 1971–1975 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 11(1): 127–143.
- CENTERI Cs., POTTYONDY Á. 2009: A világ természetvédelmének története 1951–1955 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 7(1): 175–189.

- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2007: A világ természetvédelmének története 1913–1933 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5(1): 5–11.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2008a: A világ természetvédelmének története a II. világháború után (1946–1950, védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 6(3): 351–361.
- CENTERI Cs., PENKSZA K., GYULAI F. 2008b: A világ természetvédelmének története a II. világháború alatt (1940–1945, védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 6(1-2): 209–220.
- CENTERI Cs., POTTYONDY Á., GYULAI F. 2010: A világ természetvédelmének története 1961–1965 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 8(1): 207–219.
- DEMÉNY, K., CENTERI, Cs., JAKAB, G. 2010: Soil loss calculations with WEPP and USLE models on a sloping arable land near Isaszeg, Hungary. In: *Proceedings of the 19th World Congress of Soil Science: Soil Solutions for a Changing World*. Konferencia. Brisbane, Ausztrália, pp. 1–4.
- DEMÉNY K., CENTERI Cs., BELÉNYESI M., PATAKI R. 2011: Gödöllői-dombság eróziós viszonyai és talajvédelme. In: Szabó, L. (szerk.) *Gödöllői-dombság természeti- és gazdaságföldrajzi viszonyai, kultúrtörténete*. Agroinform Kiadó és Nyomda Kft., pp. 58–81. (ISBN: 978-963-502-936-3)
- HARASZTHY L. 2014: *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*: 877–880.
- IUCN 1994: *Guidelines for Protected Area Management Categories*. CNPPA with the assistance of WCMC. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IVÁNYOSI A. 2015: *A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve*: 88; 152–194.
- MALATINSZKY Á. 2011: Gödöllői-dombság természet- és környezetvédelme. In: Szabó, L. (szerk.) *Gödöllői-dombság természeti- és gazdaságföldrajzi viszonyai, kultúrtörténete*. Agroinform Kiadó és Nyomda Kft., pp. 135–156. (ISBN: 978-963-502-936-3)
- PENKSZA, K., GYULAI F., CENTERI Cs. 2007: A világ természetvédelmének története 1934–1939 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5(2): 239–347.
- RAKONCZAI Z. 2009: *A természetvédelem története Magyarországon*. Mezőgazda Kiadó, Bp.
- SZABÓ L. 2011: *Gödöllői-dombság természeti- és gazdaságföldrajzi viszonyai, kultúrtörténete*. Agroinform Kiadó és Nyomda Kft., pp. 58–81. (ISBN: 978-963-502-936-3)

HTTP1: <http://www.iucn.org/> (honlap utolsó elérése 2015. május 14.)

HTTP2: <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/> (honlap utolsó elérése 2015. május 14.)

HTTP3: <http://protectedplanet.net/> (honlap utolsó elérése 2015. május 14.)

HTTP4: <http://www.australia.com/en/places/nt/nt-litchfield-nat-park.html> (honlap utolsó elérése 2015. május 14.)

HTTP5: <http://www.parksandwildlife.nt.gov.au/parks/find/litchfield#.VUh0uXspppk> (honlap utolsó elérése 2015. május 14.)

HTTP6: http://en.wikipedia.org/wiki/Bruce_Peninsula_National_Park (honlap utolsó elérése 2015. május 14.)

HTTP7: http://en.wikipedia.org/wiki/Great_Basin_National_Park (honlap utolsó elérése 2015. május 16.)

HTTP8: http://hu.wikipedia.org/wiki/T%C5%B1nyal%C3%A1bos_feny%C5%91 (honlap utolsó elérése 2015. május 16.)

HTTP9: http://en.wikipedia.org/wiki/Pinus_longaeva (honlap utolsó elérése 2015. május 16.)

HTTP10: <http://www.wonderfulireland.ie/west/puffin-island/#/> (honlap utolsó elérése 2015. május 16.)

HTTP11: <http://www.birdwatchireland.ie/Default.aspx?tabid=215> (honlap utolsó elérése 2015. május 16.)

HTTP12:

https://commons.wikimedia.org/wiki/file:papageitaucher_fratricula_arctica.jpg#/media/file:papageitaucher_fratricula_arctica.jpg

HTTP13:

http://commons.wikimedia.org/wiki/User:Richard_Bartz#/media/File:Papageitaucher_Fratricula_arctica.jpg (honlap utolsó elérése 2015. május 16.)

HTTP14:

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8062&article_id=108550&_psmand=26 (honlap utolsó elérése 2015. november 06.)

HTTP15: <http://www.albufera.com/parque/enciclopedias-albufera> (honlap utolsó elérése 2015. november 06.)

HTTP16:

http://www.valencia.es/ayuntamiento/albufera_accesible.nsf/vDocumentosTituloAux/Inicio?opendocument&lang=1&nivel=1 (honlap utolsó elérése 2015. november 06.)

THE HISTORY OF NATURE CONSERVATION BETWEEN 1986 AND 1990
(DESIGNATION OF PROTECTED AREAS)

Ö. ÁBRÁM, D. FALVAI, ZS. K. HORVÁTH, I. JÁRDI, B. JOÓ, B. KISS, L. KOSICIAROVA, R. KUN, N. LUBAI, B. MALA, F. MÁTRAI, M. PAULIN, B. RAFFA, ZS. SÁGI

Keywords: nature conservation, history, world, protected areas, between 1986-1990.

From the previously analysed time period (1981-1985) 5776 protected area were established around the world. The published data are derived from the protected area categories of the IUCN. In the presently examined time period (from 1986 to 1990) 47.5% of the areas are in the IVth kind of IUCN category (protected landscape). By the database of the IUCN, the highest number of areas were designated in Germany between 1986-1990 (846 areas). Until 1990, not just the number of protected areas has increased but the number of categories became more diverse. The number of categories had increased compared to the previously measured time period, 278 existed in this interval. The dispersion of the founded areas in accordance to their size is similar to the previous time period - most of them are in the category of 0-99 ha sized areas' -, although it is just the 0,036 percent of the total size of established areas. 37 areas had been added to the IUCN list from Hungary. In that period the Gödöllő Hillside TK (protected landscape area), and beside it, 8 more protected landscape areas and protected areas were founded. Compared to the previously measured time period (1981-1985) the number of the founded areas decreased: from 6174 to 4412. In this period, some important historic events were the foundation of the Latin American La Amistad National Park and the Madagascanian Mantadia National Park, both are part of the world heritage nowadays the srí-lankan Somawathiya National Park, where (supposedly) one tooth of Buddha is preserved, the American Great Basin National Park with its over 5000 years old pine trees, the Algerian Tassili n'Ajjer National Park, with its prehistoric rock art, and the Australian Christmas Island National Park with its endemic species.



COST Action Chair: Prof. Dr. Michael Roth
 Nuertingen-Geislingen University
 School of Landscape Architecture, Environmental and Urban Planning
 Schelmenwasen 4-8 | 72622 Nuertingen | Germany
 E-Mail: michael.roth@hfwu.de

COST Action TU1401 RELY: Fall Meeting 2015 in Dresden

From 15th to 18th September 2015, the Management Committee and Working Group Meeting of the COST Action TU 1401 Renewable Energy and Landscape Quality (<http://cost-rely.eu/>) took place in Dresden, Germany. Organized by Nuertingen-Geislingen University and in cooperation with the European Conference 'Energy Landscapes' of the Landscape Research Group, the meeting also served as a status conference in the first year of the Action.

After the kick-off-meeting in October 2014 in Brussels and the second meeting in Lisbon in March 2015, this was the third Management Committee Meeting of COST TU 1401 RELY. The four Working Groups had formed during the kick-off meeting in Brussels, consolidated during the meeting in Lisbon and remarkably advanced their work over the last months.

So on Tuesday, September 15th, about 60 Action participants from 30 countries met for the Management Committee Meeting and Working Group sessions at the Leibniz Institute of Ecological Urban and Regional Development (IÖR) in Dresden, which had kindly offered to provide rooms for the meeting.



Figure 1. Management Committee Meeting at the IÖR, 15th of September, 2015 (Photo: Michael Roth)



Figure 2. Members of WG3 during the Working Group Session, 15th of September, 2015 (Photo: Michael Roth)

During the MC Meeting, an update from the Action Chair (Michael Roth, Nuertingen-Geislingen University, Germany) and Grant Holder as well as from the COST Association was given to provide an overview of the current status of the Action, regarding aspects such as, for example, participating and inclusiveness countries, budget planning or publications. So far, about 130 participants from more than 70 institutions in 33 European countries plus Canada and Israel had joined the COST Action RELY. More than one third of the participants come from inclusiveness countries, as well as all four WG Co-chairs.

The Working Group Chairs and Co-Chairs presented the comprehensive results their groups already achieved in their specific area of research. They also provided information on how they plan to proceed during the next months and proved that the cooperation and coordination between the four Working Groups works very well. After four successful and productive Short Term Scientific Missions in 2015, the STSM coordinator Serge Schmitz (University of Liège, Belgium) announced that up to 10 STSMs could be granted for 2016 to contribute to the goals of the Action. As venue for the

next meeting in spring 2016, Ljubljana was approved by the Management Committee, and a short presentation about the venue, the Biotechnical Faculty of the University of Ljubljana, was given by the local organizers (Naja Marot and Mojca Golobič, University of Ljubljana, Slovenia) already including potential destinations for field trips.

Following the Management Committee Session, the participants split up into the four Working Groups to discuss their particular subjects in more depth and specify the next tasks. For the evening, the restaurant 'Brauhaus am Waldschlösschen' had been chosen for a networking dinner with typical German food.

From Wednesday, September 16th, to Friday, September 18th, the COST Action RELY joined the European Conference of the Landscape Research Group with the title 'Energy Landscapes' as a co-organizer. Several Action members gave presentations in one of the four sessions 'Perception, Planning, Participation and Power', and also the two keynotes on Wednesday were given by members of COST Action RELY, Patrick Devine-Wright (University of Exeter, United Kingdom) and María-José Prados Velasco (University of Sevilla, Spain). During the special session of RELY on Thursday morning, the Action Chair and the Working Group Chairs gave presentations about the aims and the status of the Action in general and the different working groups in particular. A great number of interested conference participants attended this session and, after the presentations, made use of the possibility to discuss their questions with the Action chair and the WG chairs. Also, during the COST RELY special session, the STSM call for 2016 was announced.



Figure 3. Action member María-José Prados was giving one of the keynotes at the Energy Landscapes Conference, 16th of September, 2015 (Photo: Michael Roth)



Figure 4. Alexandra Kruse (WG4), Bohumil Frantal (WG2), Michael Roth (Action Chair), Matthias Buchecker (WG3), Marina Frolova (WG1) and Serge Schmitz (STSM Coordinator) (from left to right) during the Special Session of RELY, 17th of September, 2015 (Photo: Sina Röhner)

The COST TU 1401 RELY fall meeting 2015 ended with the field trips on Friday, September 18th. Two different trips were offered, one to Lusatia, dealing with old and new energy landscapes, and one to Leipzig, focusing on energy and landscape in urban and peri-urban areas.



Figure 5: Impressions from the field trip to Lusatia, 18th of September, 2015: New energy landscapes with wind turbines (Photo: Michael Roth)



Figure 6: Impressions from the field trip to Lusatia, 18th of September, 2015: Old energy landscapes with open cast coal mining (Photo: Michael Roth)

authors / contact:

Sina Röhner
Nuertingen-Geislingen University
Research Institute for Landscape and Environment
Nuertingen/Germany
Sina.roehner@hfwu.de

Prof. Dr. Michael Roth
Nuertingen-Geislingen University
School of Landscape Architecture, Environmental and Urban Planning
Department of Landscape Planning, especially Landscape Informatics
Nuertingen/Germany
Michael.roth@hfwu.de



COST is supported by the EU Framework Programme Horizon 2020

COST TU1401 – Training School Preparatory Meeting 2015, Dublin

Local Organiser: Ken Boyle (DIT) and Pat Brereton, Dublin City University

Meeting Venue: Dublin Institute of Technology (DIT), Bolton Street, Dublin, Ireland

Meeting Date: 14–16 October 2015

14th of October, Wednesday

After the discussion and introduction to the general outline of objectives and outcomes for a RELY training school, there were five presentations by invited speakers outlining the renewable energy sector and identifying key landscape issues related to renewables in Ireland, followed by a general discussion at the end. The introduction to the meeting was presented by Michael Roth and Ken Boyle who also welcomed the participants on behalf of the local organiser.

Local presentations on renewable energy and landscape

- TU1304 WINERCOST Wind energy technology reconsideration to enhance the concept of smart cities: 2013-2018, 3WG, 50 MC members; 29 countries,
- Conor Norton, Head of Environment and Planning, DIT
“Planning and renewable energy in Ireland”
- Des Cox, EIRGRID
- John McCann, Sustainable Energy Authority Ireland
- Deiric O’Broin, Communities and RE
- Mary Stack, Failte Ireland (“Welcome to Ireland”)
“Visitor Attitudes to Developments in the Landscape”
- Deiric O’Broin, Communities and renewable energy

Afternoon session

Detailed discussion on content, participants, organization and speakers to invite for the training school, which was scheduled to the end of August 2016: Discussion on content of the school, what are the learning objectives and outcomes for the TU1401 training school? The school is looking at participation/communication and building on skills in GIS and landscape assessment techniques, how is this to be achieved. Panel of possible teachers/presenters

15th of October, 2015, Thursday

A study tour in Wicklow, south of Dublin, allowed the team to see and discuss the issues that arise in protected landscapes and areas adjacent to these landscapes and consider the scale of field work that might be necessary in the training school.

Day long study tour of Wicklow Uplands National Park, stored energy at Turlough Hill, Wicklow County Council Renewable Energy Strategy

In the morning there was a meeting with the staff of the Wicklow Uplands Forum to discuss The Wicklow Wind Renewable Energy Strategy, followed by a tour of Wicklow Uplands NP, and a visit to Turlough Hill.



Figure 1. RELY Core Group in front Upper Lake, Glendalough in the Wicklow Mountains; 15th of October, 2015 (photo: A. Kruse)



Figure 2. Discussion with a National Park Ranger about RE in the Wicklow Uplands National Park; 15th of October, 2015 (Photo: A. Kruse)

16th of October 2015, Friday

Morning session

During this session a working document/plan for the COST training school was developed with an outline programme for the school:

- techniques and methodologies to be used,
- key experts and instructors,
- recruitment of the participants.

Ken Boyle and Pat Brereton,
Dublin City University
Ireland

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 szövegek közti 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 szövegek közti 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.

