

XXI. évfolyam 1. szám • 2023

TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY
ISSN 1589-4673



Kelemen-szék szikes tó légifelvétele (Bács-Kiskun vármegye)
(készítette: Pető Á.)

Alapítva: 2003-ban

Alapítók: A Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézete
és Tájökológiai Tanszéke

TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY

21. ÉVFOLYAM I. SZÁM



VOL. 21, NO. 1.

Főszerkesztők – Chief editors

BARCZI ATTILA† és CENTERI CSABA

Szerkesztők – Editors

PETŐ ÁKOS és SALÁTA DÉNES

Szerkesztőbizottság – Editorial Board

ÁNGYÁN J. (GÖDÖLLŐ)	KERÉNYI A. (DEBRECEN)	DOSTAL, T. (PRAGUE, CZECH REP.)
BÁLDI A. (VÁCRÁTÓT)	KERTÉSZ Á. (BUDAPEST)	EVELPIDOU, N. (GREECE)
CSONTOS P. (BUDAPEST)	LÓCZY D. (PÉCS)	FAYVUSH, G. (YEREVAN, ARMENIA)
CSORBA P. (DEBRECEN)	MALATINSZKY Á. (GÖDÖLLŐ)	KISS, I. (HUNEDOARA, ROMANIA)
CZÓBEL SZ. (GÖDÖLLŐ)	MENYHÉRT Z. (GÖDÖLLŐ) †	MIKLÓS, L. (ZVOLEN, SLOVAKIA)
DÁVID L. D. (GÖDÖLLŐ)	MEZŐSI G. (SZEGED)	OSZLÁNYI, J. (BRATISLAVA, SLOVAKIA)
DUHAY G. (BUDAPEST)	STEFANOVITS P. (GÖDÖLLŐ) †	
FEKETE G. (VÁCRÁTÓT) †	SZILASSI P. (SZEGED)	
GRÓNÁS V. (GÖDÖLLŐ)	TÓTH A. (SZOLNOK)	
GYULAI F. (GÖDÖLLŐ)		

ALAPÍTVÁ 2003-BAN – FOUNDED IN 2003

Alapítók – Founded by

A SZENT ISTVÁN EGYETEM
KÖRNYEZET- ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI INTÉZETE

ÉS TÁJÖKOLÓGIAI TANSZÉKE

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

SZENT ISTVÁN UNIVERSITY
INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL

AND LANDSCAPE MANAGEMENT
AND DEPT. OF LANDSCAPE ECOLOGY

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

Kiadja:

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
2100, Gödöllő, Páter Károly utca 1.
Felelős kiadó: Prof. Dr. Gyuricza Csaba, rektor

A szerkesztőség címe – Editorial office

MATE, VTI, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., tel.: +36 28 522-000/1833,
e-mail: Centeri.Csaba@szie.hu

Nyelvi lektorok – Language editing

MALATINSZKY ÁKOS; CENTERI CSABA; PETŐ ÁKOS

ISSN: 1589-4673

DOI: 10.56617/tl.

<https://journal.uni-mate.hu/index.php/tl/issue/view/308>



E lapszám megjelenését
a MAGYAR TUDOMÁNYOS AKADÉMIA támogatja.

Tartalomjegyzék

FARKAS O., SZALMÁNÉ CSETE, M.: Természetvédelmi értékek meghatározási folyamata, múltja, jelene és jövője.....	3–19
GRÓSZ J., HALUPKA G. E., WALTNER I.: Biológiai vízminőségi paraméterek hatásainak vizsgálata a szarvasi Holt-Körösön	20–32
KATONA M., VÉGH P., BIDLÓ A., HORVÁTH A.: Talajok változása Székesfehérváron hét év távlatában.....	33–50
KONKOLY-GYURÓ É., BALÁZS P.: A tájkarakter és a tájváltozás összefüggése Sopron környéki és Fertő menti tájakon.....	51–65
LIESKOVSKÝ, J., ŠPULEROVÁ, J., GAŠPAROVIČOVÁ, P., RUSŇÁK, T., HALABUK, A.: A szlovákiai mezőgazdasági táj jelenlegi problémáit tükröző országos mutatók.....	66–84
TARI T., TAKÁCS A.: Útpálya feletti vadátjárók kialakítási és elhelyezési jellemzői Magyarországon.....	85–100
PITTA-OSES, N.: Beszámoló Az IUGB 36. Kongresszusáról Lengyelországban.....	101–102
AGUIRRE, J. M. S.: SCCS Europe 2023 Természetvédelmi Tudományos Diákkonferencia.....	103–105
CENTERI Cs.: In memoriam Stanislav Martinat (1976–2023).....	106
CENTERI Cs.: In memoriam Prof. Dr. Johannes (Hans) Renes.....	107–108

Content

FARKAS, O., SZALMÁNÉ CSETE, M.: The determination process of nature conservation values, its past, present and future.....	3–19
GRÓSZ, J., HALUPKA, G. E., WALTNER, I.: Analysis of the effects of biological water quality parameters on the Szarvas Holt-Körös	20–32
KATONA, M., VÉGH, P., BIDLÓ, A., HORVÁTH, A.: The soil transforming effect of Székesfehérvár over seven years.....	33–50
KONKOLY-GYURÓ, É., BALÁZS, P.: Relationship between the character and the changes of the landscape in the Sopron-Fertő area (Hungary).....	51–65
LIESKOVSKÝ, J., ŠPULEROVÁ, J., GAŠPAROVIČOVÁ, P., RUSŇÁK, T., HALABUK, A.: Nationwide indicators reflecting the current problems of the agricultural landscape in Slovakia.....	66–84
TARI T., TAKÁCS A.: The Design and Location Characteristics of Wildlife Overpasses in Hungary.....	85–100
PITTA-OSES, N.: I attended the 36th Congress of IUGB in Poland.....	101–102
AGUIRRE, J. M. S.: SCCS Europe 2023 – Student Conference on Conservation Science.....	103–105
CENTERI Cs.: In memoriam Stanislav Martinat (1976–2023).....	106
CENTERI Cs.: In memoriam Prof. Dr. Johannes (Hans) Renes.....	107–108

Természetvédelmi értékek meghatározási folyamata, múltja, jelene és jövője

FARKAS ORSOLYA¹, SZALMÁNÉ CSETE MÁRIA²

¹ Közgazdaság- és Regionális Tudományi Kutatóközpont, Regionális Kutatások Intézete, Nyugat-magyarországi Tudományos Osztály, 9022 Győr, Liszt Ferenc utca 10;

e-mail: farkas.orsolya@krtk.hu

² Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Gazdaság- és Társadalomtudományi Kar, Környezetgazdaságtan és Fenntartható Fejlődés Tanszék, 1111 Budapest, Műegyetem rakpart 3.;

e-mail: csete.maria@gtk.bme.hu

Kulcsszavak: eszmei érték, védettség, veszélyeztetettség, természetvédelmi őrszolgálat, környezetértékelés

Összefoglalás: A fajok kihalását számos tényező befolyásolja. A fajok közötti verseny, a természetes szelekció mellett sokkal jelentősebb az emberi tevékenységek káros hatása, a fokozódó környezetszennyezés, az élőhelyek megsemmisülése, a turizmus vagy a gyűjtőszennvedély mind-mind hozzájárulnak a biodiverzitás csökkenéséhez. Természetesen egyetlen egy fajt sem lehet kiváltani pénzben meghatározott értékekkel, mert a biológiai körforgásban betöltött szerepük nem teszi ezt lehetővé, azonban természetvédelmi értékekkel való felruházásuk mégis szükséges. A vizsgálatok során kiderült, hogy a védett fajok eszmei értékének meghatározására nem létezik sem Magyarországon, sem az Európai Unió más tagországaiban egységesen kidolgozott módszertan, szakértői véleményeken alapszik. A jelenleg hatályos védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet mellékletei tartalmazzák az egyes fajok természetvédelmi értékeit. A közel 2100 védett faj költségkategóriákba sorolásának szempontjai között az egyedszám alakulása, a globális, illetve lokális ritkaság, veszélyeztetettség, az élőhelyek állapota, a felismerhetőség, dekorativitás szerepelnek. A téma aktualitását az adja, hogy az elmúlt 4 évtizedben szabályozás tekintetében 3 jelentős változás történt (12/1993. (III. 31.) KTM rendelet, 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet, 100/2012. (IX. 28.) VM rendelet), és a közeljövőben lenne esedékes a jelenleg hatályos jogszabály széleskörű felülvizsgálata. A nemzeti park igazgatóságok természetvédelmi őrszolgálatainak feladata a védett növény, állat- és gombafajok megóvása, károsításának megelőzése, azonban az őrszolgálatok kapacitáshiánya (kb. 250 fő egész Magyarország területére) nehezíti az ellenőrzést és a helyszíni intézkedéseket.

Bevezetés

A természetvédelem részeként a biológiai sokféleség megőrzése kiemelten fontos. Egyre bővül a növény-, állat- és gombafajokkal kapcsolatos ismeretanyagok tárháza, azonban az előfordulásukban, egyedszámukban bekövetkező változások sok esetben negatív tendenciát mutatnak. A természetes élőhelyek beszűkülése, vagy szélsőséges esetben akár eltűnése a flóra és fauna ritkulását okozhatja, és ezáltal a biodiverzitás

csökkenését is eredményezi. Éppen ezért a veszélyeztetett fajok védetté, valamint fokozottan védetté nyilvánítása szükséges. Tanulmányunkban a védett és fokozottan védett fajok természetvédelmi értékeivel foglalkozunk, érintve az egyes költségkategóriákat, a meghatározási módszerüket, valamint a környezetkárosítással szemben való fellépést is.

A vizsgált témakörhöz kapcsolódó, gyakran előforduló fogalmak közül az alábbiakat célszerű kiemelni:

- védett természeti érték (természetvédelmi érték): TvT törvény vagy más jogszabály által védetté, fokozottan védetté nyilvánított - kiemelt természetvédelmi oltalomban részesülő - élő szervezet egyede, fejlődési alakja, szakasza, annak származéka, illetőleg az élő szervezetek életközösségei, továbbá barlang, ásvány, ásványtársulás, ősmaradvány;

- egyed (példány): a TvT alapján az élő szervezet, annak valamennyi fejlődési szakasza, alakja, állapota és származéka, valamint az elpusztult élőlény, illetve az a termék vagy készítmény, amelyről csomagolása vagy egyéb irat, adat, illetve körülmény alapján megállapítható, hogy a felsoroltak valamelyikéből készült, illetve ezek valamelyikéből származó összetevőt tartalmaz;

Magyarország élen járt a védelem alá helyezéseket illetően, mivel már korán, a XX. század elején oltalom alá kerültek egyes madárfajok, majd 1971-ben megjelentek az első növényfajok, 1974-ben egyéb gerincesek, 1982-ben már gerinctelenek is, 2005-től pedig gombafajok is szerepelnek a védett fajok között. Napjainkban közel kétezer védett faj van hazánkban, amelynek kicsit több mint tíz százaléka fokozottan védett. Országos nyilvántartás (Védett Természeti Értékek Törzskönyve) készült a védett természeti értékekről, továbbá léteznek Vörös Könyvek és Vörös Listák is veszélyeztetett fajokról/csoportokról (Rimóczi et al. 1999; Tóth et al. 1999, Bartha 2000, 2019, 2020, Bartha et al. 2015, Király 2007, BirdLife International 2021). A köztudatba a vörös lista került be, de szakmai berkekben további általánosan használt színes listák léteznek, úgymint rózsaszín, kék, zöld, fekete (Bartha 2000), továbbá szürke és fehér (Korda 2021). Ezekben a listákban a flóra és fauna egy-egy kiragadott taxon-csoportjának jelenlegi helyzetét és a bekövetkezett változásokat örökítik meg a szakértők. Alapvető fontosságú lenne ezeket bizonyos időközönként aktualizálni szerepük betöltésének érdekében, azonban erre sok esetben jellemzően nem kerül sor (Farkas 2013).

A természetvédelmi egyezmények közül a Biológiai Sokféleség Egyezmény, a Bonni Egyezmény, a Washingtoni Egyezmény, a Berni Egyezmény és a Ramsari Egyezmény kapcsolódik az általunk kutatott témához leginkább. A Washingtoni Egyezmény (CITES: Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) az egyik legjelentősebb természetvédelmi megállapodás, amely a veszélyeztetett vadon élő növény- és állatfajok nemzetközi kereskedelmét szabályozza (portals.iucn.org).

A védetté nyilvánítások kapcsán születtek nemzetközi dokumentumok az egységes szemlélet kialakítása érdekében. A Biodiverzitás Stratégia kimondja, hogy az élőhelyvédelmi és madárvédelmi irányelvben és egyéb pl.: víz keretirányelvben előír-

takat be kell építeni az EU tagországainak saját jogrendszerébe (biodiv.hu). Az Európai Környezetvédelmi Ügynökség készít mindig összefoglaló értékeléseket a tagországok élőhelyvédelmi és madárvédelmi jelentéseinek elemzéseiből (eea.europe.eu). Továbbá az EU útmutatókat állít össze a fajok védelméről (birdlife.org), és megtörtént a hazai ökoszisztémák állapotának nemzeti szintű térképezése és értékelése is (Tanács et al. 2022).

Jelenleg a többször módosított védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségekben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet van hatályban, amely tartalmazza az egyes fajok természetvédelmi értékeit is. Kezdetektől napjainkig összesen 14 értéket (500 Ft-tól 1 000 000 Ft-ig) alkalmaztak a jogalkotók az elaprózódás elkerülése érdekében. Az egyes fajok egy-egy keletkezett értékkel való felruházását költségkategóriába sorolásként említjük a későbbiekben, és ezeket az előre kiválasztott értékeket tekintjük külön kategóriáknak.

Célunk az elmúlt négy évtizedben bekövetkezett változások áttekintése, a védett fajokhoz rendelt természetvédelmi értékek mögött rejlő munka és a szakmai, szakpolitikai indokok megértése, továbbá a védett fajok védelméhez területileg legközelebb álló természetvédelmi őrszolgálat tevékenységének megismerése.

Anyag és módszer

A témakörben végzett vizsgálatokhoz, a kutatási kérdést több oldalról körbejárva három elemzési módszert alkalmazására került sor. Adatelemzés szolgált az alap statisztikai megállapítások megalkotására. Interjúk segítették a mélyebb szakmai háttér megismerését. A kérdőíves megkeresésekre kapott visszajelzéseken keresztül pedig a gyakorlati megvalósulásról kaptunk képet.

A jogszabálmellékletekben megtalálható természetvédelmi értékekről négy évtizedre visszamenőleg (1982–2022) készítettünk adatbázist, annak érdekében, hogy a természetvédelmi értékekben bekövetkező változások nyomon követhetővé váljanak.

2012-ben, valamint 2022-ben készített mélyinterjúk szolgáltak a természetvédelmi értékek meghatározási módszerének megismerésére és az egy évtized alatt bekövetkező változások, illetve fejlesztési irányok felmérésére. A megkérdezett szakértők (2012: Csendesné Bata Kinga, Czirák Zoltán, 2022: Csendesné Bata Kinga, Danyik Tibor, Dr. Váczi Olivér) mindannyian részt vettek a természetvédelmi értékek módszertanának kialakításában. 2012-ben egy 60 perces mélyinterjú keretében személyesen válaszoltak a kérdéseimre a Vidékfejlesztési Minisztériumban dolgozó szakértők a Minisztérium épületében. Hangfelvétel nem készült a beszélgetésről, de a személyazonosságukat vállaló szakemberek az előzetesen megküldött kérdésekre feljegyzett válaszok írásos formáját utólag ellenőrizték, kiegészítették. 2022-ben felkerestük a korábbi interjúalanyokat, Csendesné Bata Kinga vállalta ismét az interjút, és javasolt további 2 szakértőt. 2022. március 17-én, online folytattuk le mindhárom szakértővel egyidőben a 110 perces beszélgetést a Zoom felületen keresztül, melyről a résztvevők

hozzájárulásával hangfelvételt is készítettünk. Az interjú során használt kérdéslista a 10 évvel azelőtti kérdések kibővített változata volt.

Ezenkívül kérdőíves formában felmértük a hazai nemzeti park igazgatóságok körében a természetvédelmi őrszolgálat védett fajokhoz köthető tevékenységét. A 10 nemzeti park igazgatóságot e-mailben kerestük meg először 2022. február 10-én, de a központi e-mailcímekre érkező kérésünkre kevés visszajelzés érkezett, ezért telefonon érdeklődtünk, hogy megkapták-e a kutatáshoz kapcsolódó kérdőívünket. Ezt követően a 2022. március 4-én az illetékes személyeknek címzett levelekre már több válaszüzenetet kaptunk, a nemzeti park igazgatóságok 30%-a (Duna-Dráva, Duna-Ipoly, Hortobágyi Nemzeti Park) részt vett a válaszadásban. Ezt kiegészítve az Agrárminisztérium illetékes osztályát (Természetvédelemért Felelős Helyettes Államtitkárság) is megkerestük, akik a kérdőív kitöltése mellett további hasznos összesítő statisztikákat is rendelkezésünkre bocsátottak Excel formátumban. A visszajelzések minden esetben írásos formában történtek, e-mail formájában.

Eredmények és megvitatásuk

Az eredményeink bemutatása során először a védett fajokról, a védetté nyilvánítás szempontjairól, a védett fajok számának alakulásáról, jogszabályi háttéréről lesz szó. Ezt követően a védett fajokhoz rendelt természetvédelmi értékekkel kapcsolatos megállapításainkat fejtjük ki. Majd a Természetvédelmi Őrszolgálathoz kapcsolódó ismereteket taglaljuk. Végül pedig a környezetértékelési módszerek alkalmazási lehetőségeiről írunk.

Védett fajok

A növény- és állatfajok védetté nyilvánítása során több szempontot is figyelembe vesznek, mint például egy adott fajban megtestesülő génkészlet pótolhatatlansága, veszélyeztetettség, ritkaság, tudományos jelentőség, indikátorszerep, nemzetközi természetvédelmi egyezmények ajánlásai, valamint a dekorativitás (Farkas 1999). Az egyes fajok természetvédelmi értékének meghatározása során az imént felsorolt szempontok egyidejű szem előtt tartása indokolt. A szakmai szempontok mellett (egyedszám csökkenése, globális vagy lokális ritkaság, elterjedési terület csökkenése, élőhely beszűkülése) a társadalmi elvárásoknak is meg kell felelni. A korábban eszmei értéként ismert jellemző fontos szerepet játszik a szemléletformálásban is. Sok esetben ökológiai szempontból nincsenek olyan kedvezőtlen helyzetben egyes fajok, mégis a dekoratív megjelenésük következtében kialakult gyakori gyűjtésük és kereskedelmük megakadályozása érdekében kerültek fel a védett listára (pl. fehér gólya (*Ciconia ciconia*), nappali pávaszem (*Inachis io*), imádkozó sáska (*Mantis religiosa*), tavaszi hérics (*Adonis vernalis*), márványos orvosi pióca (*Hirudo verbana*), diófacincér (*Aegosoma scabricorne*)). Olyan példa is előfordul, amikor indokolt lenne az adott faj védettsége, mégis megengedett a vadászata (pl. nyári lúd (*Anser anser*)). Az elmúlt évszázadban jellemző iskolai rovar- és növénygyűjtemények mára már megszűntek, a bemutatási célú gyűjtést felváltották

a digitális oktatás nyújtotta lehetőségek. Az ország első úgynevezett Citizen Science, azaz polgári tudomány programja 2009 óta munkálkodik a védett növények és állatok széles társadalmi rétegeivel való megismerkedtetésén, és önálló weboldalt működtet (www.vadonleso.hu) az elterjedés adataik gyűjtésére. A Vadonleső Program használatával (Android rendszerű alkalmazáson és/vagy weboldalon keresztül) 11 állat és 7 növény fajmeghatározásával és megfigyelési helyének pontos rögzítésével járulhatnak hozzá a természetjárók a programban szereplő természetvédelmi oltalomban részesülő fajok megőrzéséhez. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) a hazai kételtű és hüllőfajokra (herptérkép) és a gyakori madárfajokra (Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM)) működtetett térképező programot. A saját megfigyelések feltöltésével bárki hozzájárulhat a fajok védelméhez és elősegítheti élőhelyük feltérképezését. Az MMM a jól ismert fészkelő madarak állományát hivatott nyomon követni. Ebben az esetben azonban a felmérőnek mélyebb madártani ismeretekre van szüksége, mivel hang alapján is fel kell tudnia ismerni az adott élőhelyen előforduló madárfajokat (www.mme.hu/). A védetté nyilvánítás folyamatában fontos szempontként említhető a fajok felismerhetősége is, hiszen nem várható el a természetjáró állampolgártól, hogy olyan fajt védjen, amit nem ismer meg, nem tud megkülönböztetni a többi hasonló fajtól. Az előbb említett okból kifolyólag egy kivétellel az összes árvalányhaj (*Stipa spp.*) védett, illetve egy kivételtől eltekintve az összes hazánkban őshonosan előforduló nőszirm (*Iris spp.*) is természetvédelmi oltalomban részesül. A jogi háttér is befolyásolja a hazai védett listát, mivel az Európai Unióhoz való csatlakozás maga után vonta az EU-s fajok átvételét még akkor is, ha Magyarország nagyobb állománnyal rendelkezik (pl. kikeleti hóvirág (*Galanthus nivalis*), kiscsészű aszat (*Cirsium brachycephalum*)). A Natura 2000-es területeken előforduló területen jelölő közösségi jelentőségű fajok pedig szintén kiemelt figyelemben részesülnek.

A védett és fokozottan védett fajok száma 4 évtized alatt 2,5-szeresére emelkedett (1. táblázat). Várakozásainknak megfelelően jól látszik, hogy jelentősen kevesebb fokozottan védett faj van, mint védett faj, de besorolástól függetlenül, mindkét esetben jellemzően növekedő ütem figyelhető meg. Az adatok alapján az is megállapítható, hogy Magyarországon több állatfajt emeltek védettség alá, mint növényfajt. Az 1980-as években bevezetett védett fajok száma a későbbi években közel megduplázódott. Jelentős mértékben 1993-ban, 2001-ben és 2012-ben emelkedett a védett listán szereplő fajok száma.

Az egyes egyedek számának változását szakértői becslések és kutatási eredmények alapján határozzák meg. Léteznek adatbázisok a nemzeti park igazgatóságoknál, amelyek saját gyűjtési rendszerekre épülnek, többnyire mindössze az adott faj esetében adott helyen bekövetkező romlás vagy javulás állapítható meg belőlük. Országos viszonylatban a megbízott kutatók csupán csak trendet tudnak felállítani. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszert (NBmR) a hazai természet állapotváltozásainak nyomon követésére dolgozták ki 1997-1999 között. A 2000 óta működő rendszer folyamatos fejlesztése természetesen az adatgyűjtés és értékelés terén is egyaránt szükséges, amit a hazai és a nemzetközi elvárásoknak való megfelelés indokol, valamint az új kutatási eredmények beépítése, mind a módszerek, mind az eszközök terén. Adott

esetben előfordulhatnak felmérési nehézségek és nem minden élőlénycsoportra egyformán alkalmazható a kidolgozott módszertan. Növényekre például jó, mert a teljes egyedszámlálás megállja a helyét, hiszen a növények egyhelyben maradnak virágzás előtt, alatt és után is. A gerincteleneknél azonban nehezebb a helyzet, korlátozott, hogy mikor repül vagy nem egy adott rovarfaj. Az NBmR felmérések eredményeit, ahol lehet figyelembe veszik a védett fajokat érintően.

1. táblázat Védett és fokozottan védett állat-, növény, gomba és zuzmófajok számának alakulása Magyarországon (1982-2022)

(forrás: saját szerkesztés jogszabály mellékletek, KSH és természetvedelem.hu adatai alapján)

Table 1. Number's change of protected and highly protected species of animals, plants, mushrooms and lichens in Hungary (1982-2022)

(source: own compilation based on the data of the Hungarian Central Statistical Office természetvedelem.hu webpage)

Védett és fokozottan védett fajok száma		1982	1988	1993	1996	2001	2005	2012	2022
állatok	védett	530	563	768	768	831	864	980	1046
	fokozottan védett	33	45	76	82	133	133	185	185
növények	védett	295	367	454	464	643	643	686	689
	fokozottan védett	28	29	45	49	67	67	88	87
gombák	védett						34	34	58
zuzmók	védett						5	8	17
ÖSSZESEN		886	1004	1343	1363	1674	1746	1981	2082

Érdeemes kiemelni a fajmegőrzési terveket is. Eddig állatok esetében 27 db, növények esetében pedig 20 db fajmegőrzési terv készült. Jellemzően akkor készül fajmegőrzési terv egy fokozottan védett fajra, ha egyedszáma egy kritikus szint alá csökken, élőhelye drasztikus mértékben beszűkül. A szigorú formai és tartalmi követelményeken túl a fajmegőrzési tervekben foglaltak megvalósítását is vállalni kell. Növények esetében a hatékonyság egyértelműen kimutatható például a bókoló zsálya (*Salvia nutans*) és az volgamenti hérics (*Adonis volgensis*) esetében, továbbá a gerinceseknél is pozitív példaként sorolhatók fe a csíkos szöcskegér (*Sicista subtilis*) és a nyugati földikutya fajcsoport (*Nannospalax superspecies*). A gerinctelen fajoknál azonban a fajmegőrzési tervek ellenére is kétségbeejtő tendenciák figyelhetők meg (atracélcincér (*Pilemia tigrina*) vagy pusztai gyalogcincér (*Dorcadion fulvum cervae*)).

Az elmúlt 40 éves időszakban a védett fajok listája és a hozzájuk rendelt természetvédelmi értékek jogszabálymellékletekben jelentek meg (2. táblázat). Jelenleg a 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet van hatályban. Azóta több jogszabálymódosítás is életbe lépett, azonban ezek pár napon belül hatályukat veszítették és a tartalmuk beépült az eredetileg módosított jogszabályba. Sokszor ezek a módosító jogszabályok úgynevezett „saláta” rendeletekként jelennek meg és egy rendeletben több jogszabály egyes pontjaira vonatkozóan állapítanak meg módosításokat.

2. táblázat A védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról szóló magyarországi jogszabályok
[forrás: saját szerkesztés]

Table 2. Hungarian legislation about protected and highly protected species of animals and plants
[source: own compilation]

Jogszabály száma	Jogszabály címe	Jogszabály lényege
290/1974. (TK 13.) OTvH határozat	az egyes vadon élő gerinces állatfajok védetté nyilvánításáról	az első határozat a védetté nyilvánításról (még csak a gerincesek szerepelnek benne)
3/1975. (TK. 21.) OTvH utasítás	a védetté nyilvánított állatok értékének megállapításáról	az első természetvédelmi értéket megállapító utasítás (még csak az állatokat tartalmazza)
1/1982. (III. 15.) OKTH rendelkezés	<i>a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, egyedeik értékéről, a fokozottan védett barlangok körének megállapításáról, valamint egyes védett állatfajokkal kapcsolatos korlátozások és tilalmak alóli felmentésekről</i>	<i>az első rendelkezés, ami szélesebb körben tekinti át a védett fajokat és azok természetvédelmi értékeit, a jelenleg érvényben lévő rendelet „alapjának” tekinthető</i>
7/1988. (X.1.) KVM rendelet	a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, egyedeik értékéről	az 1982-es rendelkezés bővítése jellemzően növényfajokkal történő kiegészítéssel
12/1993. (III. 31.) KTM rendelet	1/1982. (III. 15.) OKTH rendelkezés módosításáról	jelentős mértékű új védett faj beemelése és természetvédelmi értékkel való felruházása (kb. 1000-ról mintegy 1350-re)
15/1996. (VII. 26.) KTM rendelet	1/1982. (III. 15.) OKTH rendelkezés módosításáról	kismértékű változás az 1993-as állapothoz képest (mindössze 20 fajjal több)
13/2001. (V. 9.) KöM rendelet	<i>a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről</i>	<i>strukturális és mennyiségi változás az 1982-es rendelkezéshez képest. Az Európai Unióhoz való csatlakozás előkészítése érdekében jelentős mértékben történt a lista kiegészítése</i>
23/2005. (VIII. 31.) KvVM rendelet	13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról	mintegy 30 védett állatfajjal történő kiegészítés, továbbá a gombák és zuzmók beemelése a növény- és állatfajok mellé
23/2007. (VI. 27.) KvVM rendelet	13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról	a védett állatfajok körét illető módosítás, illetve egy növényfaj (csüngő nárcisz) nevének pontosítása
18/2008 (VI.19.) KvVM rendelet	13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról	kiseb mértékű módosítás, néhány faj értékének növelésével, továbbá egy-egy új fajjal történő kiegészítéssel

22/2008. (IX. 12.) KvVM rendelet	13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról	néhány új faj és érték beemelése, továbbá kivételek engedélyezése (kivéve gyógyászati célra, élelmezési célra történő felhasználása egyes fajoknak)
106/2011 (XI.10.) VM rendelet	13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról	fókatermékek kereskedelméről szóló kiegészítés
100/2012. (IX. 28.) VM rendelet	13/2001. (V. 9.) KöM rendelet - és a növényvédelmi tevékenységről szóló 43/2010. (IV. 23.) FVM rendelet módosításáról	jelentős módosítás, mind tartalmi, mind strukturális szinten, olyan mértékű, hogy akár egy új rendeletként is megállta volna a helyét, nemcsak a 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításaként
83/2013. (IX. 25.) VM rendelet	13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról	több melléklet módosítása, néhány új faj beemelése, természetvédelmi értékkel történő felruházása, valamint az elnevezések pontosítása
66/2015. (X. 26.) FM rendelet	Az elkobzott védett természeti értékekkel kapcsolatos intézkedésekről szóló 19/1997. (VII. 4.) KTM rendelet és a 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról	13/2001. (V. 9.) KöM rendelet több mellékletének módosítása, a korábbi listák bővítése, értékek változtatása

A legjelentősebb változást a 100/2012. (IX. 28.) VM rendelet hozta, mind a listára felkerült fajok számát, mind pedig a melléklet struktúráját illetően. Jogszabályalkotásért, jogszabály módosításért az Agrárminisztérium (továbbiakban: Minisztérium), Természetvédelemért Felelős Helyettes Államtitkársága a felelős. A módosítást a jogalkotó kezdeményezi, de a szakértők támogatásával készül a változtatás az előző jogszabály életbelépése óta összegyűlt információk alapján. Magánemberek, és természetvédelemmel foglalkozó szakemberek (nemzeti park igazgatóságoknál, egyetemeken, kutatóintézetekben, múzeumokban vagy független kutatóként dolgozók) időközben felmerült felvetéseit építik be a jogszabályba. Védetté nyilvánítást a Minisztérium kezdeményezi jogilag, de ezt megelőzően szakmai egyeztetésre mind az állatok, mind a növények esetében egy-egy rendre, családra, társulásra specializálódott szakembert keresnek fel. A természetvédelmi értékekkel és/vagy új fajok védetté nyilvánításával kapcsolatban a jogszabály módosításokban kb. 20-30 botanikus vesz részt, lepkék esetében 20-30 szakember érintett Magyarországon, de bogarásznak már csak 5-10 szakértő tekinthető, az ugróvillásokkal pedig csupán csak 1 szakember foglalkozik.

Természetvédelmi érték

Az érvényben lévő 13/2001. (V. 9.) KöM rendelethez kapcsolódó jogszabály mellékletekben közölt természetvédelmi értékeket folyamatosan alakítják. Az idő előrehaladtával az alacsonyabb értékkategóriák megszűntek (pl. 2022-ben már nincs 500, 1000 és 2000 Ft-os természetvédelmi érték, kivéve az éti csigát (*Helix pomatia*), ami maradt 2000 Ft), a közeli értékek összevonásra vagy kivezetésre kerültek (20 000, 25 000, 30 000 Ft). Kismértékű eltérés figyelhető meg az állatok és a növények értékkategóriái között, amelyet részletesen a 3. táblázat foglal össze. A legszembevetőbb különbség, hogy az állatoknál létezik 500 000 és 1 000 000 Ft-os természetvédelmi érték, míg a növényeknél a legmagasabb kategória csupán a 250 000 Ft. A taxonómiai szelekció, továbbá a közösségi jelentőségű fajok kitüntetett szerepének kiemelése jelenik meg. Egy alacsonyabb rendszertani kategóriába tartozó gerinctelen faj hiába endemikus (bennszülött) és erősen veszélyeztetett Magyarországon, mégsem fogja elérni azt a természetvédelmi értéket, amivel egy madár rendelkezik (pl. a fokozottan védett parlagi sas (*Aquila heliaca*), amelynek természetvédelmi értéke 1 000 000 Ft). Az egyes fajok konkrét értékeit a melléklet tartalmazza, azonban egy általános sorrend felállítható, miszerint a madarak és az emlősök kerültek a legmagasabb sávba, ezt követően a növények, halak, kételtűek, gombák, mohák, rovarok. Az alacsonyabb értékkategóriában azok a fajok vannak, amelyek tulajdonképpen nem számítanak veszélyeztetettnek hazánkban, dekorativitásuk miatt azonban védelem alá kerültek (pl. sás (*Carex spp.*), fecskefarkú lepke (*Papilio machaon*)).

A vizsgált időszak alatt összesen 14-féle érték létezett (500, 1 000, 2 000, 3 000, 5 000, 10 000, 20 000, 25 000, 30 000, 50 000, 100 000, 250 000, 500 000 és 1 000 000 Ft), amiből 2022-ben még 9 db van érvényben. A könnyebb kezelhetőség miatt próbálják csökkenteni a számukat. Míg 1993-ig az alacsonyabb értékek voltak túlsúlyban, azt követően a magasabb értékkategóriák is jelentős számban fordultak elő. Nem meglepő ez a tendencia, hiszen az árak emelkedésével az alsósávós értékkategóriák is elértek-telenedtek, így egyértelművé vált a módosítások alkalmával a természetvédelmi értékek növelése is. Azonban az alapvetően elmondható, hogy védettségi szint és ezzel egyidejűleg értékcsökkenés sem engedélyezett a 28/1994. (V. 20.) Alkotmánybírósági határozat alapján, csak nagyon indokolt esetben, ha például kiderült molekuláris genetikai kutatások során, hogy valójában sohasem fordult elő Magyarországon az adott faj vagy taxonómiai változások, átsorolások miatt a fajt más már meglévő védett entitásba értjük bele. Ezeket az eseteket a jogszabály előterjesztésénél minden esetben részletesen szakmailag alá kell támasztani. A valószínűleg behurcolás eredményeképpen elterjedt és a puszpángot (*Buxus spp.*), illetve tujafélét (*Thuja spp.*) támadó borókatarkadíszbogár (*Lamprodila festiva*) például az állampolgári nyomás hatására veszítette el védettségét. A nyári lúd (*Anser anser*) példája pedig azt mutatja, hogy a vadászati lobbierő is képes elérni, hogy egy adott faj lekerüljön a védett listáról a 72/2012. (VII. 24.) VM rendeletnek köszönhetően. A védett lista azonban általánosságban véve bővebb, nemcsak a ma hazánkban bizonyítottan élő, önfenntartó populációval rendel-

kező fajokat tartalmazza, hanem a korábban felkerült fajokat is, amelyeknek adott esetben sajnos már megsemmisült az élőhelye vagy az olyan közösségi jelentőségű fajokat is, amelyeknek Magyarország mindössze az elterjedési területének szelét jelentheti. A gödörkés nünükét (*Meloe tucius*) például 50 éven keresztül nem fogták hazánkban, de 5 évtizedet követően néhány évvel ezelőtt ismét megjelent Magyarországon.

3. táblázat A hazai természetvédelmi értékek változása a védett állat és növényfajok esetében (1982-2022) [forrás: saját szerkesztés a jogszabály mellékletekből készített adatbázis alapján]

Table 3. Change in nature conservation values in case of protected species of animals and plants in Hungary (1982-2022) [forrás: own compilation based on the database of annexes to the legislation]

A természetvédelmi értékek alakulása, az egyes költségkategóriákban található fajok száma												
	ÁLLATOK					NÖVÉNYEK						
	1982	1993	2001	2012	2022	1982	1993	2001	2012	2022		
500 Ft	279	1	0	0	0	1993-ban még 1 db gerincesnél volt, 1996-tól nincs	35	0	0	0	0	1982-ben, 1988-ban zárvatermőkre, illetve 1, majd 2 haraszt fajra létezett, 1993-tól nincs
1 000 Ft	130	0	0	0	0	1988-ban még 25 gerinctelen és 101 gerinces fajnál volt, 1993-tól nincs	112	20	0	0	0	1982-ben, 1988-ban zárvatermőkre, harasztra létezett, 1993-tól nincs, 20 mohára 1982,1988,1993,1996-ban, 2001-től nincs
2 000 Ft	0	415	241	1	1	2005-ben még 220 gerinctelen, 30 gerinces, 2012-től már csak az 1 ÉTI CSIGA	103	128	164	0	0	zárvatermőkre és harasztra 2005-ig, 2012-től nincs
3 000 Ft	78	0	0	0	0	1988-ban még 60 gerinctelen, 44 gerinces fajnál volt, 1993-tól nincs	45	0	0	0	0	1982-ben, 1988-ban zárvatermőkre, harasztra létezett, 1993-tól nincs
5 000 Ft	6	0	0	237	239	1982, 1988-ban volt, 1993-2005 között nincs, 2012-től újra van	28	153	204	327	324	zárvatermőkre 1982-től, harasztra 1993-tól, mohákra 2001-től
10 000 Ft	31	276	425	289	290	végig létezett	0	152	213	288	292	zárvatermőkre és harasztra 1993-tól, mohákra 2001-től
20 000 Ft	6	0	0	0	0	gerinceseknél 1982-ben 6 fajnál és 1988-ban 7 fajnál, 1993-tól nincs, gerincteleneknél sose volt						növények esetében nincs ilyen érték kategória
25 000 Ft	0	0	0	178	232	csak MADARAK esetében 2012-től, előtte se gerinceseknél, se gerincteleneknél nem létezett						növények esetében nincs ilyen érték kategória
30 000 Ft	24	0	0	0	0	gerinceseknél 1982-ben és 1988-ban volt, 1993-tól nincs, gerincteleneknél sose volt	0	27	1	0	0	zárvatermőkre 1993-ban, 1996-ban és 2001-ben, nyitvatermőkre (CSIKÓFARK) és harasztra (CSELLING) 1993-ban és 1996-ban,
50 000 Ft	9	76	163	274	284	gerinceseknél végig létezett, gerincteleneknél 1993 óta van	0	19	0	72	73	harasztra (STRUCCPAFRANY) és zárvatermőkre 2012-től, zárvatermőkre 1993-ban és 1996-ban is már
100 000 Ft	0	22	70	89	88	gerinceseknél 1993 óta, gerincteleneknél 2001 óta létezik			51	50	50	zárvatermőkre, harasztra, nyitvatermőre (CSIKÓFARK) 2001-től
250 000 Ft	0	49	33	44	44	gerinceseknél 1993 óta, gerincteleneknél 2012 óta (9 faj) létezik			18	37	37	zárvatermőkre és harasztra (KIRÁLYHARASZT, majd CSELLING) 2001-től
500 000 Ft	0	5	24	39	39	gerinceseknél 1993 óta létezik, gerinctelenekre nincs						növények esetében nincs ilyen érték kategória
1 000 000 Ft	0	0	8	14	14	gerinceseknél 2001 óta létezik, gerinctelenekre nincs						növények esetében nincs ilyen érték kategória
ÖSSZESEN	563	844	964	1165	1231		323	499	651	774	776	

A természetvédelmi értékekben jelentős változtatások kb. 10 évente történtek (1993-ban, 2001-ben és 2012-ben). A 4. táblázatban szereplő adatok alapján a következő módosítások a közeli időszakban lennének esedékesek.

A hivatalos elnevezés a természetvédelmi érték, a köztudatban azonban az eszmei érték kifejezés terjedt el. Az eszmei érték kifejezést azért változtatták meg, mert azt sugallja, hogy az adott összeg csak amolyan elméleti szám, pedig büntetőjogi szempontból, valamint a közigazgatási bírság mértékének megállapításakor komoly jelentősége van. A védett természeti értékeknek tehát természetvédelmi értéke van, vagy másképpen megfogalmazva a jogszabály pénzben kifejezett értéket rendel hozzájuk. Ez persze nem azt jelenti, hogy a feltüntetett összeg fejében megvásárolható egy egyed, sőt a trófeaként otthon őrzött példányok értékesítése sem megengedett. Sokkal inkább

elrettentő erejű, szemléletformáló célú. Kereskedelmi forgalomban kapható fajok esetén a természetvédelmi értéket mindenképpen magasabb értéként kell meghatározni, mint a kereskedelmi árat, hogy legálisan olcsóbban megvásárolható legyen, mint illegálisan begyűjtve. Bizonyos esetekben engedményeket tesznek például különböző fajok gyógyászati célú felhasználásánál (13/2001. (V.9.) KÖM rendelet 1. számú melléklete alapján - Kivéve gyógyászati célra feldolgozott származéka).

4. táblázat Az egyes érték kategóriákban bekövetkezett változások száma az állat- és növényfajok esetében [forrás: saját szerkesztés a jogszabály mellékletekből készített adatbázis alapján]

Table 4. Number of changes in some value categories with regards to species of animals and plants [forrás: own compilation based on the database of annexes to the legislation]

Értékváltozások száma			
Év	Állatok	Növények	ÖSSZESEN
1982	0	0	0
1988	14	1	15
1993	582	372	954
1996	5	1	6
2001	377	109	486
2005	1	1	2
2012	596	316	912

A hegyi árnika (*Arnica montana*) például védett faj, természetvédelmi értéke 10 000 Ft, ezért minden egyede és egyedének minden része vagy származéka védettnek minősülne. Elméletileg a boltokban kapható árnika kenőcsök megvásárlása ugyanúgy maga után vonná a pénzbüntetést, azonban mivel sok esetben külföldről származik a készítmény vagy itthon, külön erre a célra termelnek árnikát, ezért ez kivételt képez, gyógyászati célra feldolgozott származékával lehet kereskedni. Az európai homoktövis (*Hippophae rhamnoides*) és a vörös áfonya (*Vaccinium vitis-idaea*) gyümölcse, gyógyászati és élelmezési célra feldolgozott származéka szintén védelem alóli kivételnek számít. Korábban szerepelt a kivételek között a növények energetikai célra termesztett és feldolgozott származéka is, ez azonban kikerült a jogszabályból.

Természetvédelmi Őrszolgálat

A tényleges pénzbírság kiszabása ritkán fordul elő, sok esetben (évente egy-kétezer alkalommal) mindössze figyelmeztetés történik (5. táblázat). A természetkárosítás mértéke jóval magasabb, mint amit fizetni kellene kompenzációként. A helyszíni bírság kiszabása csak tettenérés alkalmával történhet, ennek mértéke még éves szinten sem éri el a milliós nagyságrendet, néhány százezer forint körül mozog, ami jól mutatja, hogy egyáltalán nem a pénzbírság beszedése a cél, még ha korábban ezt természetvédelmi célokra is lehetett volna visszaforgatni. Az intézkedések végkimenetele lehet figyelmeztetés, helyszíni bírság kiszabása, közigazgatási hatóság felé bejelentés, büntetőfeljelentés. Ezek közül az első kettőnél feltétel, hogy tetten ériék az elkövetőt,

vagyis a helyszínen lévő személlyel szemben tudjanak intézkedni, a második kettőnél is szerencsés a tettenérés, de nem feltétele az eljárás elindításának. Általánosságban elmondható, hogy helyszíni bírság kiszabására szervezett akciók keretében kerül sor, ezekből azonban változó számú, a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságánál például mindössze 2-3 db van havonta. Az összesített statisztika alapján 2021-ben a Természetvédelmi Őrszolgálat országosan szabálysértési ügyekben 72 helyszíni bírságot szabott ki 715 000 Ft értékben. Kisebbsúlyú jogsértések esetén alkalmazott figyelmeztetéseket 1946 esetben jelentettek az igazgatóságok. A szabálysértési helyszíni bírságok mellett 310 feljelentést tettek a természetvédelmi örök, ebből 43 esetben bűncselekmény alapos gyanúja miatt büntető feljelentés megtételére került sor.

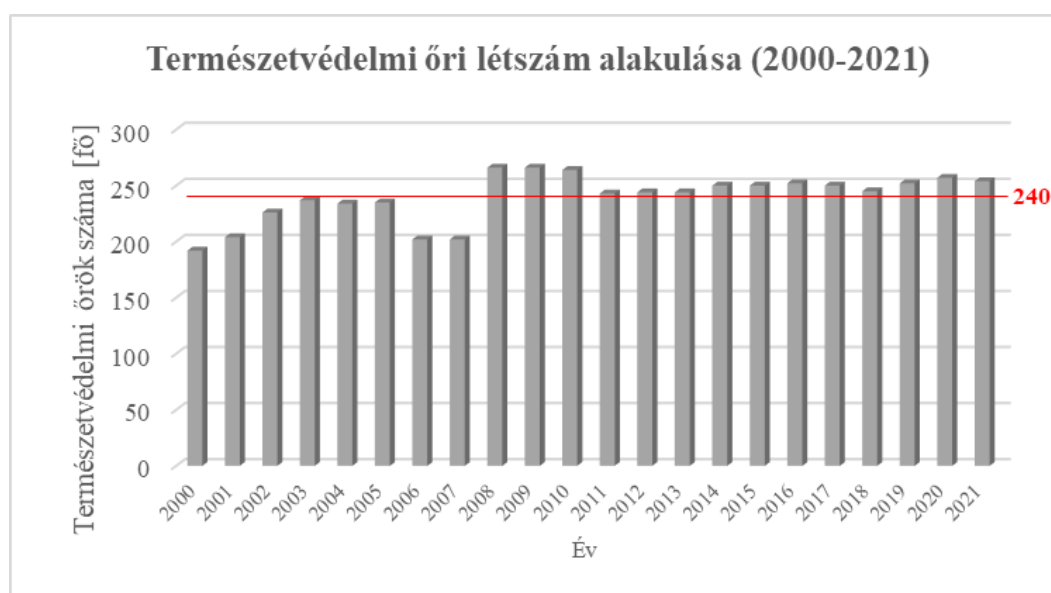
5. táblázat A Természetvédelmi Őrszolgálat hatósági tevékenysége 2013 és 2021 között számokban összesítve [forrás: Agrárminisztérium, Természetvédelemért Felelős Helyettes Államtitkárság]

Table 5. Official activity of the Nature Conservation Service between 2013 and 2021 summarized in numbers [Source: Ministry of Agriculture, Deputy State Secretariat for Nature Conservation]

Jelentés a Természetvédelmi Őrszolgálat hatósági működéséről 2013-2021 közötti összesítés												
Év	Természetvédelmi Őrszolgálat létszáma (fő)	Hatósági intézkedések									Közös szolgálat-ellátás más hatósággal (eset)	Akciók és rendez munkaidőn túl elrendelt szolgálatok (eset)
		Figyelmeztetés (eset)	Helyszíni bírság kiszabása (eset)	Helyszíni bírság kiszabása (Ft)	Feljelentések összesen (eset)				Közgazgatási határozatok ellenőrzése (eset)	Kényszerítő eszköz használata (eset)		
					Összes eset	Szabálysértési feljelentés (eset)	Közgazgatási hatóság felé tett feljelentés (eset)	Büntető feljelentés (eset)				
2013	244	2 413	95	1 320 000	798	130	542	126	5 094	2	1 221	600
2014	250	2 670	111	1 517 000	723	142	502	79	4 746	6	1 317	857
2015	250	1 863	42	700 000	387	42	277	68	3 946	1	1 026	772
2016	252	1 821	46	465 000	382	36	261	85	4 351	0	845	685
2017	250	1 773	18	265 000	318	28	248	42	3 211	0	739	479
2018	245	1 018	19	155 000	256	22	173	61	3 436	0	604	571
2019	252	1 091	11	170 000	321	22	244	55	3 484	1	425	412
2020	257	1 801	35	436 000	430	40	331	59	3 179	2	692	568
2021	254	1 946	72	715 000	310	24	243	43	2 652	0	660	588

A Természetvédelmi Őrszolgálat működési területe lefedi Magyarország teljes területét, amelynek közel tizede védett természeti terület (848 925 hektár) és kb. ötöde Natura 2000 terület (1 994 980 hektár). A nemzeti park igazgatóságok természetvédelmi őrszolgálatainak feladata a védett növény-, állat- és gombafajok megóvása, károsításának megelőzése. A természetvédelmi örök alacsony száma miatt (átlagosan 240 fő) kicsi az esélye a tettenérésnek, jellemzően a védett területeken, és azon belül is megszokott területeiken fordulnak elő sűrűn, ezért számos olyan hely van, ahol ritkán jelennek meg, ami abból adódik, hogy egy természetvédelmi örre óriási terület jut, aminek a bejárása igen nehéz feladat. A természetvédelmi örök száma nem változott

jelentős mértékben az elmúlt évtizedekben (1. ábra). A Natura 2000 területek kijelölésével mintegy kétszeresére emelkedett az egy főre jutó terület nagysága (4000-ról 7400-9700 ha/fő között ingadozó értékkel 2000 és 2015 között), így a természetvédelmi feladatok növekedését nem követte a természetvédelmi őrök létszáma kellő mértékben (Kovács 2017). Önkéntesen, díjazás nélkül polgári természetőrként bárki részt vehet a természet védelmében a nemzeti park igazgatóságok munkájának segítségével. Az Agrárminisztérium nyilvántartása szerint 477 polgári természetőr vesz részt a munkában, a visszajelzések alapján azonban az aktív polgári természetőrök száma ennél jóval alacsonyabb. Tanfolyamot és vizsgát igény esetén, a jelentkezők minimum számának elérését követően hirdetnek meg, általában évente egyszer. A Duna-Dráva és Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságoknál eddig mindössze közel 15-15 alkalommal került sor képzésre, de például a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság egyszer sem hirdetett meg ilyen tanfolyamot.



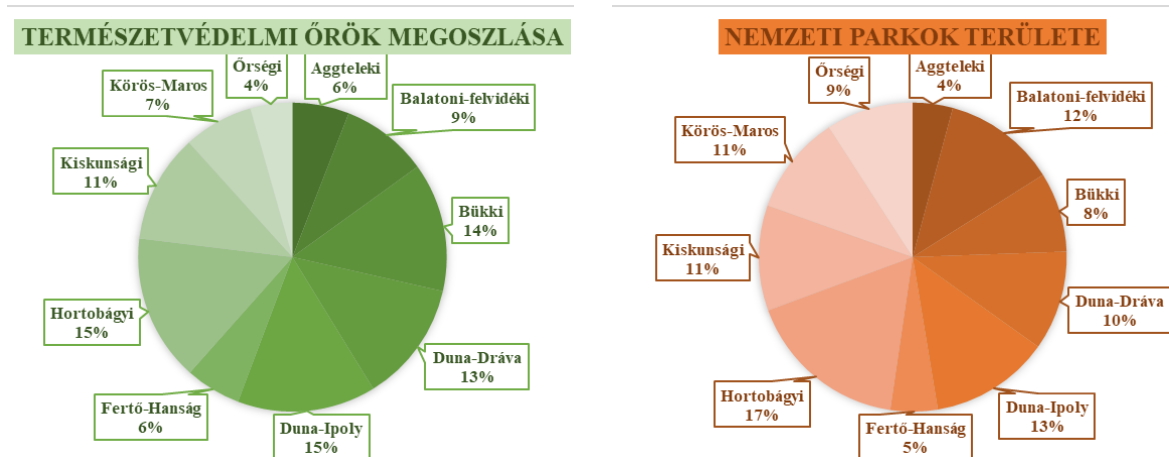
1. ábra A Természetvédelmi Őrszolgálat létszámának alakulása (a Nemzeti Park Igazgatóságok adat-szolgáltatása alapján) 2000 és 2021 között

[forrás: Agrárminisztérium, Természetvédelemért Felelős Helyettes Államtitkárság]

Figure 1. Change in staff's number of the Nature Conversation Service (based on the source from Managements of National Parks) between 2000 and 2021

[Source: Ministry of Agriculture, Deputy State Secretariat for Nature Conservation]

A természetvédelmi őrök száma is eltérő, ami nem feltétlenül a nemzeti park igazgatóság területének nagyságával arányos (2. ábra). A Hortobágyi, Duna-Ipoly, Bükki, Duna-Dráva és Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságoknál átlagosan 30 fő körüli a foglalkoztatott természetvédelmi őrök száma. A Bükki Nemzeti Park Igazgatóság esetében a területhez képest arányait tekintve többen, míg a Balaton-felvidéki, Körös-Maros és az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság esetében területükhöz képest jóval alacsonyabb a természetvédelmi őrök előfordulása.



2. ábra A Természetvédelmi Őrszolgálat átlagos létszámának és a nemzeti parkok területének megoszlása [forrás: Agrárminisztérium, Természetvédelemért Felelős Helyettes Államtitkárság]

Figure 2. Distribution of average staff's number of the Nature Conservation Service and area of the National Parks [Source: Ministry of Agriculture, Deputy State Secretariat for Nature Conservation]

Környezetértékelési módszerek

A természetvédelmi érték meghatározására jelenleg alkalmazott megoldás nem nevezhető külön erre a célra kidolgozott módszertannak, de a védett és fokozottan védett fajok jelentőségének köztudatba emelésére elegendő. A szemléletformálásra alkalmas, azonban a természetkárosítást illetően alacsony visszatartó erővel bír, ami a hatósági intézkedések alacsony számának, valamint a kiszabható büntetések elmaradásának köszönhető. A háttérben zajló szakértői kutatások gyakran romló tendenciát mutatnak az egyes fajok egyedszámát, illetve élőhelyeik állapotát illetően. A szakértőkkel folytatott mélyinterjú alapján megállapítható, hogy alapvető különbségek vannak a növények, gerincesek és a gerinctelen fajok között. A taxonómiai szelekció nemcsak a természetvédelmi értékek meghatározása során nyilvánul meg, hanem a kommunikációban is megfigyelhető. A zászlóshajó fajok között a dekoratív növények, a jól ismert emlősök és a ritka madarak szerepelnek, a gerinctelenek védelme kevésbé kiemelt feladat, annak ellenére, hogy szakmailag indokolt lenne.

A természetvédelmi érték meghatározásának egyéb lehetséges módjai között a környezetértékelési módszereket lehet felsorakoztatni, melyeket az eddig alkalmazott módok mellett, a szakértői véleményekkel kombinálva lenne érdemes bevezetni. A ki nyilvánított vagy feltárt preferencia módszerek alkalmazhatósága azonban korlátos a védett fajok számosságát tekintve, a költséges módszer minden védett faj esetében kivitelezhetetlen, mind pénz, mind pedig időráfordítás tekintetében. (Marjainé 2005) Azokban az esetekben azonban célszerű a módszer felhasználása, amelyek jelentősebb mértékben érintik a társadalmat, tehát azoknál a fajoknál, ahol eddig is nagy hangsúlyt kapott a társadalmi elvárásoknak való megfelelés és a természetvédelmi érték meghatározásában kevésbé a faj veszélyeztetettsége játszott szerepet.

Összefoglalva az eddigieket megállapítható, hogy célszerű lenne az erősebb érdekérvényesítést előtérbe helyezni a természetvédelem területén. Fokozottabb ellenőrzés

és szigorúbb intézkedések, tényleges büntetések kiszabása szükséges a természetkárosítókkal szemben. Megítélésünk szerint a védett fajokkal és természetvédelmi értékkel, illetve az ehhez a témakörhöz kapcsolódó témakörökkel kapcsolatos kommunikációra nemcsak szakmai körökben, nemzetközi és hazai előírásoknak való megfelelés érdekében, hanem társadalmi szinten, sokkal több csatornán keresztül lenne szükség. Egyértelműen a pozitív kezdeményezések közé sorolható a fiatalabb korosztály bevonása az új digitális lehetőségeken keresztül. Szélesebb körben kellene jutalmazni a Vadonleső Programban az aktív Vadonlesőket, hogy a motiváció fennmaradjon és alulról felfelé építkezve a gyermekek szemléletformálásával a szülők hozzáállása is várhatóan kedvező irányba változik majd. A Magyarországon alkalmazott, nemzetközi szempontból egyedülálló természetvédelmi értékek rendszere hasznos szerepet tölt be mind a szemléletformálás, mind a természetvédelmi célok elősegítése érdekében. A természetvédelmi értékek következő felülvizsgálatakor célszerű lenne egy természetvédelmi szempontú scorcard típusú rendszer kidolgozása és alkalmazása, mely a szakértői véleményeken alapulva több szakmai szempontból releváns jellemző, ill. feltétel kezelésére egyidejűleg is alkalmas. A kidolgozott rendszer segítheti a folyamatok dinamikusabb nyomonkövetését és a tudományos alapon történő döntéshozatalhoz is hozzájárulhat, különös tekintettel a fenntarthatósági átmenet természeti-környezeti aspektusaira.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetet mondanak Csendesné Bata Kingának, Danyik Tibornak és Dr. Váczi Olivérnek a mélyinterjú során megosztott szakértői információkért, a rengeteg szemléltető példa felsorolásáért. Herczeg Zoltán az Agrárminisztérium Természetvédelemért Felelős Helyettes Államtitkárságán gyűjtött adatok továbbításával nyújtott segítséget, továbbá a nemzeti park igazgatóságok által kitöltött kérdőívek szintén hozzájárultak a cikk elkészítéséhez. A kutatást az MTA Fenntartható Fejlődés és Technológiák Nemzeti Program (FFT NP FTA) támogatta.

Irodalom

- Bartha D. 2000: Vörös Lista. Magyarország veszélyeztetett fa- és cserjefajai. Kék lista. Magyarország aktív védelemben részesülő fa- és cserjefajai. Fekete Lista. Magyarország adventív fa- és cserjefajai. Magánkiadás, Sopron, p. 32
- Bartha D. 2019: Vörös Lista. Magyarország veszélyeztetett fa- és cserjefajai. Soproni Egyetem Kiadó, Sopron, p. 59
- Bartha D. 2020: Fekete Lista. Magyarország inváziós fa- és cserjefajai. Szürke Lista. Magyarország potenciálisan inváziós fa- és cserjefajai. Soproni Egyetem Kiadó, Sopron, p. 84
- Bartha D. 2020: Figyelmeztet a Vörös Lista. *Természetbúvár* 75(1): 16–18.
- Bartha D., Király G., Schmidt D., Tiborcz V., Barina Z., Csiky J., Jakab G., Lesku B., Schmotzer A.R., Vojtkó A., Zólyomi Sz. (szerk.) 2015: Atlasz Flóra Hungariae, Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlasza. — Nyugat-Magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, p. 329
- BirdLife International 2021: European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Farkas O. 2013: Az eszmei értékek alakulásának áttekintés Magyarországon 1982 és 2012 között. In: Meyer D., Kósi K., Valkó L., Tóth Zs. E., Hevér B., Horváth Gy. Á. (szerk.): Tehetséggondozás a BME GTK Gazdálkodás- és Szervezéstudományi Doktori Iskolában. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, pp. 149–163.

- Farkas S. 1999: Magyarország védett növényei. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 416.
- Király G. (szerk.) 2007: Vörös Lista. A magyarországi edényes flóra veszélyeztetett fajai. Magánkiadás, Sopron. p. 73.
- Korda M. 2021: Aktualizálásra került a hazai dendroflóra Vörös, Fekete és Szürke Listája. Természetvédelmi Közlemények 27: 176–178.
- Kovács E. 2017: A nemzeti park igazgatóságok 2000–2015 közötti költségvetésének értékelése az alapfeladataik tükrében. Természetvédelmi Közlemények 23: 201–223.
- Marjainé Sz. Zs. (szerk.) 2005: A természetvédelemben alkalmazható közgazdasági eszközök. A Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötete. Budapest, p. 155.
- Nagy G. 2022: Az Európai Madárfajok Vörös Listája. Természetbúvár 77(2): 6–9.
- Rimóczi I., Siller I., Vasas G., Albert L., Vetter J., Bratek Z. 1999: Magyarország nagygombáinak javasolt Vörös Listája. Mikológiai Közlemények – Clusiana 38 (1-3): 107–132.
- Tanács E., Bede-Fazekas Á., Csecserits A., Kisény Fodor L., Pásztor L., Somodi I., Standovár T., Zlinszky A., Zsembery Z., Vári Á. 2022: Assessing ecosystem condition at the national level in Hungary - indicators, approaches, challenges. One Ecosystem 7: e81543. DOI: <https://doi.org/10.3897/oneeco.7.e81543>
- Tóth L., Nagy Sz., Haraszthy L. 1999: Vörös Lista. Magyarország fészkelő madarainak védelmi helyzete. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

Hivatkozott jogszabályok és rendeletek

A természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény

A védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet

28/1994. (V. 20.) Alkotmánybírósági határozat

Internetes források

<https://www.termeszetvedelem.hu>

<https://biodiv.hu/hu>

<https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/EPLP-026.pdf>

<https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020>

https://www.birdlife.org/wp-content/uploads/2021/10/Code-of-conduct_With-signatures_Digital-low-res.pdf

<https://vadonleso.hu>

<https://herpterkep.mme.hu/>

<https://www.mme.hu/mindennapi-madaraink-monitoringja-mmm>

<http://magyarnemzetiparkok.hu>

www.ksh.hu

The determination process of nature conservation values, its past, present and future

O. FARKAS¹, M. SZALMÁNÉ CSETE²

¹ Centre for Economic and Regional Studies, Institute for Regional Studies, West Hungarian Research Department, 9022 Győr, Liszt F. u. 10.; e-mail: farkas.orsolya@krtk.hu

² Budapest University of Technology and Economics Faculty of Economic and Social Sciences, Department of Environmental Economics and Sustainability 1111 Budapest, Műgyetem rkp. 3.; e-mail: csete.maria@gtk.bme.hu

Keywords: protection, vulnerability, nature conservation service, Red Books, cost categories

Abstract: Many factors are influencing the extinction of species. Besides the competition between the species and natural selection, more significant factors can be mentioned, like adverse effects of people's activity, increasing environmental pollution, the destruction of habitats, tourism, and the people's collection passion, which all contribute to the loss of biodiversity. It is impossible to choose a species and exchange that for money because their role in the biological cycle does not allow this. However, it is still necessary to endow them with nature conservation values. As a result of this investigation, it has been turned out that there is no available elaborated uniform methodology determining the goodwill value of species neither in Hungary nor in the European Union. These values have been determined based on expert reports. The nature conservation values of some species can be found in the Annexes of the Hungarian Regulation 13/2001. (V. 9.) KöM, which is currently in force in Hungary. The nearly 2100 species have been classified into cost categories based on the aspects like the evolution of the number of individuals, the global or local rarity, the level of to be endangered, the condition of habitats, the recognisability, and attractiveness. The actuality of the topic is given, as the legislation has been revised three times in the last four decades (12/1993. (III. 31.) KTM decree, 13/2001. (V. 9.) KöM decree, 100/2012. (IX. 28.) VM decree) and the next broad revision of the Regulation is expected to be in the near future. The task of the Nature Conservation Services of the National Parks is preservation the protected species of plants, animals, and mushrooms and to save them from damage, but the lack of capacity within the services (approximately 250 persons to the whole area of Hungary) makes it challenging to check and to measure on-site.

*A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*



Biológiai vízminőségi paraméterek hatásainak vizsgálata a szarvasi Holt-Körösön

GRÓSZ JÁNOS, HALUPKA GÁBOR ERNŐ, WALTNER ISTVÁN

Magyar Agrár és Élettudományi Egyetem, Környezettudományi Intézet, Vízgazdálkodási és Klíma-
adaptációs Tanszék 2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.

e-mail: grosz.janos@uni-mate.hu

Kulcsszavak: biológiai vízminőség, klorofill-a, vízminőség, vertikális megoszlás, fitoplankton állomány

Összefoglalás: A magyarországi viszonyokat vizsgálva azt lehet mondani, hogy az egyik legjelentősebb természeti erőforrása a vízkészlet, amelyet sok veszély fenyeget, mint mennyiségi, mint minőségi oldalról. A Víz Keretirányelv előírásai szerint, az Európai Unió tagállamaiban 2015 végéig jó állapotba kellett hozni minden olyan felszíni és felszín alatti vizet, amelyek esetében ez lehetséges volt, valamint a továbbiakban a jó állapotot fenn kell tartani és a vizek állapotromlását meg kell előzni. Ezen érvekből kiindulva, a felszíni, illetve a felszín alatti vizek védelme kiemelt fontosságú feladatok közé tartozik. Jelen kutatásunk fő célkitűzése, hogy a vizsgáltok alapján meghatározzuk mely paraméterek befolyásolják leginkább a fitoplankton állomány horizontális és vertikális eloszlási mintázatát a víztestben. Az alkalmazott mintaterület a szarvasi Holt-Körös, amely igen jelentős ökológiai, társadalmi, gazdasági és rekreációs szerepet tölt be a térségben. A helyszíni és a laboratóriumi vizsgálatok között az alábbi fizikai, kémiai és biológiai vízminőségi paramétereket vizsgáltuk: vízhőmérséklet, UV sugárzás index, secchi mélység, vízi alatti fényklíma, oldott oxigén tartalom, lebegőanyag tartalom, klorofill-a tartalom, Fe, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, pH érték.

Bevezetés

A XXI. század egyik legfontosabb természeti erőforrása a víz. A magyarországi viszonyokat vizsgálva is azt lehet mondani, egyik legjelentősebb természeti erőforrása a vízkészlet, amelyet sok veszély fenyeget, mint mennyiségi, mint minőségi oldalról. A Víz Keretirányelv előírásai szerint, az Európai Unió tagállamaiban 2015 végéig jó állapotba kellett hozni minden olyan felszíni és felszín alatti vizet, amelyek esetében ez lehetséges volt, valamint a továbbiakban a jó állapotot fenn kell tartani és a vizek állapotromlását meg kell előzni (European Community 2000). Ezen érvekből kiindulva, a felszíni, illetve a felszín alatti vizek védelme kiemelt fontosságú feladatok közé tartozik. A vízgazdálkodás az adott vízháztartási helyzet fenntartására vagy megváltoztatására irányuló kifejtett, céltudatos emberi tevékenységek, illetve beavatkozások összessége. Jelen évszázadunkban az egyik leghangsúlyosabb kérdés a vízzel való fenntartható gazdálkodás.

Napjainkra igen fontossá vált a vízminőségi paraméterekben bekövetkező változások minél részletesebb nyomon követése és a változások okainak feltárása. A vízminőséget a víz fizikai, kémiai, biológia és bakteriológiai paramétereinek vizsgálatával

lehet jellemezni (Felföldy 1974). Az egyik legjelentősebb biológia vízminőségi paraméter a klorofill-a tartalom, amely a vízben lebegő életmódot folytató fitoplanktonok mennyiségéről szolgáltat információt (Padisák 2005). A fitoplankton állomány jelentősen módosítja a vízalatti fényklimatikus viszonyokat (Reynolds 2006).

Jelen kutatás fő témája a szarvasi Holt-Körös biológiai vízminőségi paramétereinek, valamint az ezt befolyásoló egyéb környezeti tényezőknek az átfogó vizsgálata. A mintaterület igen jelentős ökológiai, társadalmi, gazdasági (öntözés) és rekreációs szerepet tölt be a térségben.

A lebegőanyag tartalom az öntözés szempontjából is egy igen jelentős tényező, hiszen a magas klorofill-a tartalom az öntözés során használt gépek műszaki állapotát negatívan befolyásolhatja, illetve az öntöző víz minőségére is hatással lehet közvetett módon (Kiss Keve 1998, Zseni és Bulla 2002).

A Dögös-Kákafoki holtág, ismertebb nevén a szarvasi Holt-Körös végleges formáját, a Hármaskörösön 1888-ban elvégzett kanyarulatátvágással alakították ki. A szabályozást követően a holtág elvesztette természetes kapcsolatát a Hármaskörössel, így a víz mozgási és áramlási viszonyai drasztikusan megváltoztak. A megváltozott dinamikájú vízutánpótlás, vagyis a vízáramlás megszűnése és a vízszint aszályos időben történő lecsökkenése, veszélyeztette a kialakult vízi ökoszisztéma stabilitását (Marosi és Somogyi 1990, Tóth 1999).

Jelentős változást hozott a Hármaskörös békésszentandrászi szakaszán 1942-ben felépült duzzasztómű üzembeállítása. Ezen megoldás segítségével lehetővé vált a holtág duzzasztási időszakban gravitációs úton, azonkívül szivattyúk működtetésével történő vízellátása, vízcseréje (Bíró és Tóth 1998).

A következő időszakban a város ipari fejlődése, a mezőgazdasági technológiaváltás, a partmenti sáv felparcellázása és erőteljes beépítése, a természetes növényzet irtása, a fokozott vízszennyezés, az állandó zavarás, illetve az intenzív horgászat rövid időn belül a vízminőség erőteljes romlásához, a tájkép, a honos flóra és fauna átalakulásához, szegényedéséhez vezetett (Tóth 1999).

A holtág a Tiszántúl legnagyobb 29,2 km hosszú, 207 ha felületű, átlagosan 70 m szélességű mentett ártéri vízfelülete. Felső végpontjánál alacsony vízszint esetén 7 db szivattyú, összesen maximum 8 m³/s teljesítménnyel juttatja be a vizet a holtágba. Alsó végpontjánál a békésszentandrászi duzzasztómű alatt, a víz zsiliprendszeren keresztül távozik a holtágból. Vízigyűjtő területe 833 km² (Zólyomi 1989).

Kutatásunk során a holtágon 5 mintavételi pontot jelöltünk ki. Két éves mintavételi időszak alatt 1200 vízmintát gyűjtöttünk. A helyszíni és a laboratóriumi vizsgálatok során fizikai, kémiai és biológiai vízminőségi paramétereket vizsgáltunk. Az elvégzett kutatómunka fő célkitűzései között szerepelnek:

- szarvasi Holt-Körösön végzett helyszíni és laboratórium vizsgálatokkal meghatározzuk a holtág biológiai vízminőségét
- fitoplankton állományok zonációját és elterjedését befolyásoló tényezők hatásának vizsgálata

Anyag és módszer

A mintavételi időszak egy kétéves mintavételi periódust ölel át, ami alatt 1200 mintát gyűjtöttünk. A holtágon 5 mintavételi pontot jelöltünk ki. A mintavételi pontok kijelölésénél fontos szempont volt, hogy eltérő környezeti hasznosítású területeket figyelembe véve, a lehető leghosszabb szakaszát vizsgáljuk a holtágnak. Ezen felül fontos szempont volt még, hogy egy átfogó képet kapjunk a víztestben lévő fitoplankton állomány vertikális és horizontális elhelyezkedésének változó mintázatáról. A mintavételi időszak 2018 és 2019-es évet foglalta magába. Minden ponton 10 db vízmintát vettünk, a felszíntől 1 méteres vízmélységig, 10 centiméterenkénti megoszlásban. A mintavételt mélységi vízmintavevő berendezés segítségével végeztem el. A mérések összehasonlíthatósága érdekében a mintavételeket ugyanabban az időpontban végeztük, 13:00-tól 15:00-ig. A mintavételi pontokat elhelyezkedése az 1. ábrán látható.



1. ábra Holt-Körös mintavételi pontok (forrás: Google Earth)

Figure 1. Sampling points of Holt-Körös (source: Google Earth)

A helyszíni és a laboratóriumi vizsgálatok között az alábbi fizikai, kémiai és biológiai vízminőségi paramétereket vizsgáltuk: víz hőmérséklet, UV sugárzás index, secchi

mélység, vízi alatti fényklíma, oldott oxigén tartalom, lebegőanyag tartalom, klorofill-a tartalom, Fe, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, pH érték (Schumacher et al 2022). A kutatás során végzett helyszíni és laboratóriumi vizsgálatok összefoglalása 1. táblázatban látható.

A helyszíni mérések során a következő paramétereket vizsgáltuk: vízhőmérséklet, oldott oxigén tartalom, UV sugárzási index, pH érték, vezetőképesség, víz spektrális tulajdonsága (1. táblázat). Az UV sugárzási indexet pedig UV Master sugárzás mérő berendezéssel határoztuk meg, az egyes mintavételi pontokon a mintázás megkezdésekor. A helyszíni elvégzett vizsgálatok fő célja, hogy részletes információkat kapjunk a vizsgálandó paraméterekről, amelyek hatással vannak az a-klorofill vertikális és horizontális elhelyezkedésére.

1. táblázat Kutatás során végzett vizsgálatok összegzése
Table 1. Summary of the different investigations

Vizsgálatok	Mért paraméterek	Műszerek	Mérési metódus	Mérési tartomány
Helyszíni vizsgálat	Hőmérsékelt	Mares Icon HD	Elektromos ellenállás	0–50°C
	Oldott oxigén koncentráció	Hanna Instruments 98193 oldott oxigén mérő	Winkler	0–10 mg l ⁻¹
	UV sugárzás index	UV Master UV sugárzás mérő	-	0–12 UV index
	pH érték, vezetőképesség	Hanna Instruments hordozható pH és vezetőképesség mérő	Phenol Red	0–14 pH
	Víz spektrális tulajdonsága	Ocean Optics (VIS) moduláris spektrométer	Optikai	400–800 nm
Laboratóriumi vizsgálat	Fe	Hanna 83399 fotométer	Fenantrolin	0–5 mg l ⁻¹
	NO ₂ ⁻		Diazotálás, Vas-szulfát	0–150 mg l ⁻¹
	NO ₃ ⁻ ,		Kadmium redukciós	0–80 mg l ⁻¹
	K ⁺		Zavarosságmérés, tetrafenilborát	0–20.0 mg l ⁻¹
	Mg ²⁺		Kalmagit	0–150 mg l ⁻¹
	NH ₄ ⁺		Nessler	0–100 mg l ⁻¹
	PO ₄ ³⁻		Aminosav	0–30 mg l ⁻¹
	Na ⁺	MOM Falmom-B típusú lángfotométer	Lángfotometria	0–10 mg l ⁻¹
	Klorofill-a	Jenway 6400 spektrofotométer	Felföldy módszer	0–500 µg l ⁻¹
Meteorológiai paraméterek	léghőmérséklet, szélsebesség, csapadék, légnyomás, páratartalom	Hyundai WSP 3080RWIND	-	-

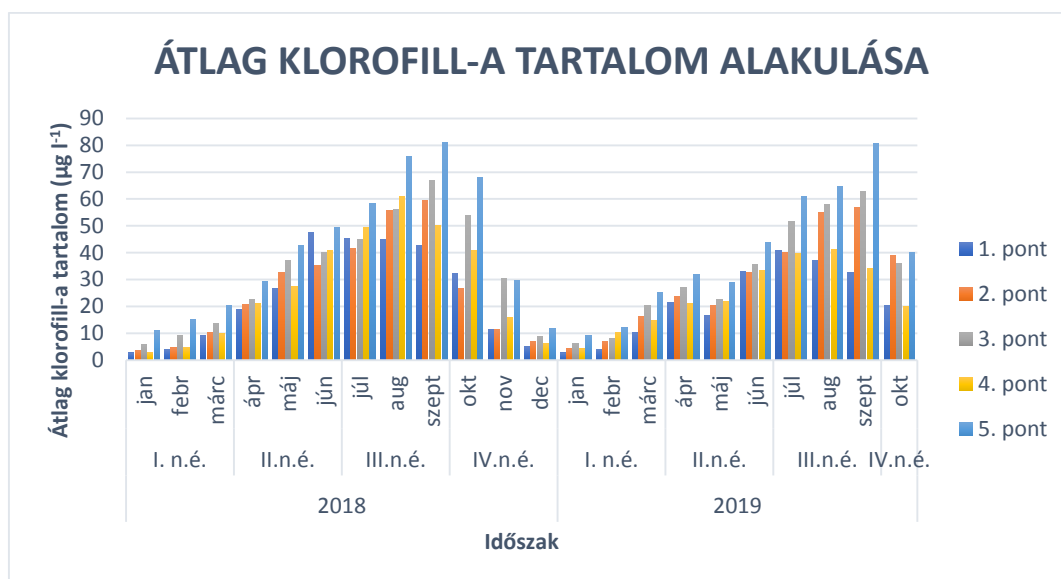
A laboratóriumi vizsgálatok során meghatároztuk a begyűjtött vízminták lebegőanyag és klorofill-a tartalmát, valamint Fe, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, Na⁺, K⁺, Mg²⁺ koncentrációját. A biológiai vízminőségi paraméterek közül a-klorofill tartalmat határoztunk meg, laboratóriumi mérések során. Az a-klorofill tartalom meghatározásához a Felföldy Lajos által kidolgozott mérési módszert alkalmaztuk (Felföldy 1981).

A meteorológiai paraméterek közül a léghőmérsékletet, szélesebséget, csapadék mennyiséget, légnyomást és a páratartalmat mobil meteorológiai adatgyűjtő berendezéssel (Hyundai WSP 3080RWIND időjárás állomás) mértük.

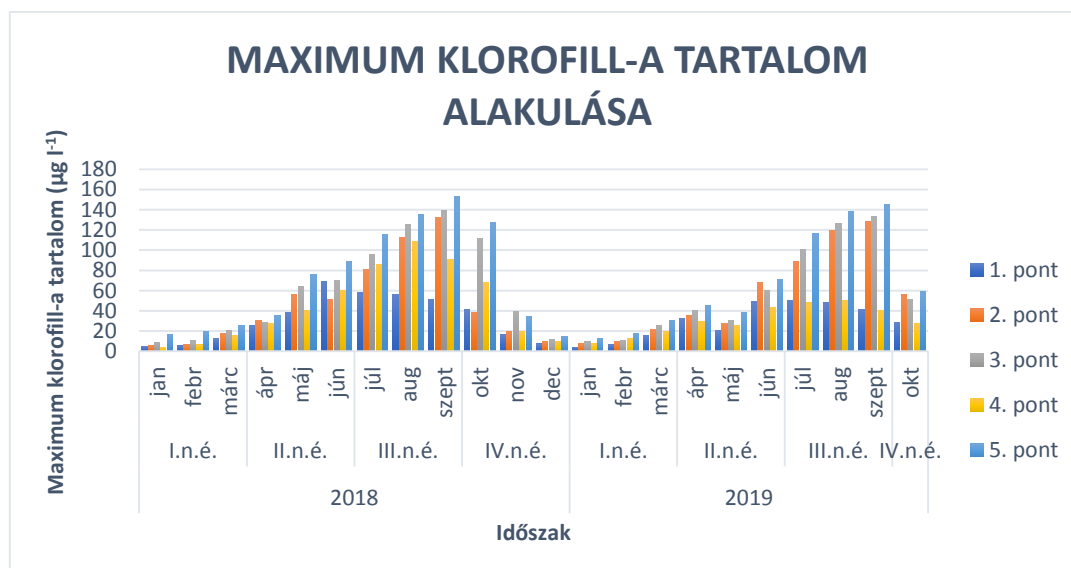
Eredmények és megvitatásuk

A kutatás során a legfőbb mért paraméter a klorofill-a tartalom volt. A mérések alapján a lebegőanyag tartalom nagy részét 70 %-át a planktonikus élőlények alkották. Vizsgálatok eredményeit tekintve az egyes mintavételi pontok között szignifikáns eltérések mutatkoztak.

Az algák mennyisége a planktonikus élőlényegyüttesekben nem állandó, hanem évszakosan változik. A fitoplankton állomány összetétele tekintetében mikroszkópos vizsgálatokat végeztünk. A vizsgálatok eredményei alapján az I. mintavételi pont esetében a *Chlorophyta* (zöldalgák) divízióba tartozó fajok domináltak, de a tavaszi és korai nyári időszakban a *Heterocontophyta* divízióon belül a *Bacillariophyceae* (kovamoszatok) osztályba tartozó fajok alkották a fitoplankton állomány jelentős részét. A II. és III. mintavételi pontok esetében az előbbieken említettekhez képest, már megjelentek a nyári időszakban lezaporodó *Cyanobacteria* (kékalgák) divízióba tartozó fajok. A cianobaktériumok között több olyan faj is található, amely mérgező toxinokat termel ezáltal az elszaporodásuk veszélyt, kockázatot jelenthet a vízi életközösségre, illetve a különböző vízhasználatokra. A IV. mintavételi pont esetében *Cyanobacteria* divízió képviselői visszaszorultak és ismét a *Chlorophyta* és *Bacillariophyceae* fajok domináltak. Ezen mintavételi pont esetében a két vizsgálati évhez képest is történt jelentős változás az állomány összetételét tekintve. Még 2018-ban a *Chlorophyta* és *Bacillariophyceae* fajok dominanciája mellett többször megjelentek a cianobaktériumok addig a 2019-es évben már teljesen eltűntek a *Cyanobacteria* divízió képviselői. Az V. mintavételi pontnál először a *Chlorophyta* majd a *Cyanobacteria* fajok domináltak. Az átlag és a maximum klorofill-a tartalom alakulását 2. és 3. ábra mutatja.



2. ábra Átlag klorofill-a tartalom
 Figure 2. Average chlorophyll-a content



3. ábra Maximum klorofill-a tartalom
 Figure 3. Maximum chlorophyll-a content

Az átlag és a maximum klorofill a tartalom alakulása a vizsgált időszakban jól mutatja az egy osztályok és divíziók szezonális változását. Megfigyelhető volt az I. és IV. mintavételi pontok esetében, hogy nyári időszakban sem változtak jelentősen az átlag és a maximum klorofill-a koncentrációk, ugyanis ezen a területen a cianobaktériumok nem jelentek meg. Ellentétben a többi (II., III., és V. pont) mintavételi ponttal, ahol a nyári időszakban megfigyelhető volt egy szignifikáns klorofill-a koncentráció csúcs, amely a cianobaktériumok jelentős elszaporodását jelezte.

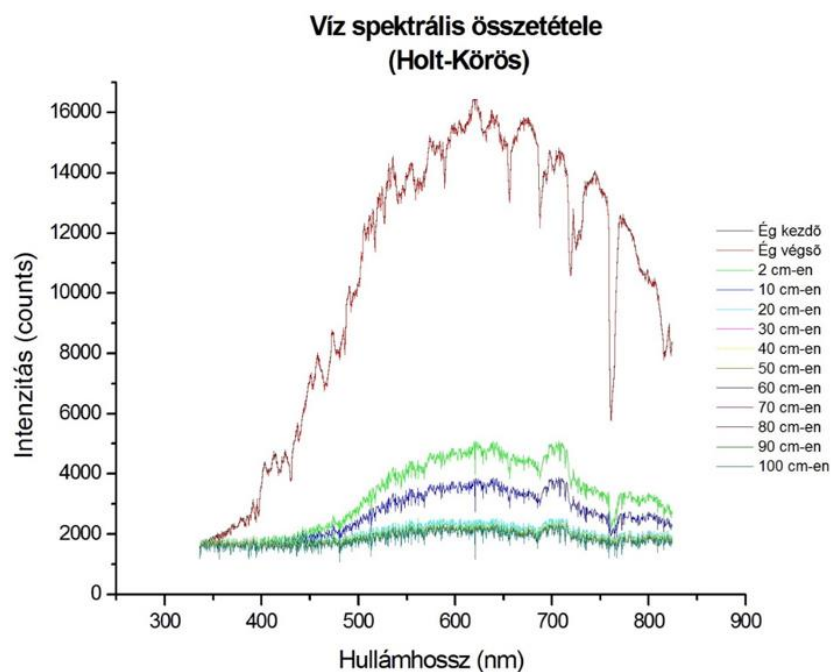
A maximum klorofill-a tartalom vertikális elhelyezkedését több hatótényező befolyásolhatja. A befolyásoló tényezők között lehet említeni a vizek fényklímát (megfelelő hullámhosszúságú és intenzitású fény), elérhető tápanyagokat, a víz fizikai és kémiai

paramétereit, a vizek rétegzettség viszonyait, a ragadozó-préda kapcsolatot, a halpopulációt, a szelet, a vízmozgásokat, az UV sugárzást és a vízhőmérsékletet. A kutatás során vizsgált paraméterek eredményei alapján az alábbi komponensek befolyásolták leginkább a klorofill-a tartalom vertikális és horizontális elhelyezkedését:

- Vízhőmérséklet
- Víz spektrális tulajdonságai
- UV sugárzás
- Rendelkezésre álló tápanyagok

A vizek fényklímájára leginkább hatással van a lebegőanyag-tartalom (ezen belül a fitoplankton állomány), valamint a vizek fizikai, kémiai és hidrogeológiai tulajdonságai. A vizsgálati periódus alatt több esetben is előfordult, hogy az egyes mintavételi pontokon vízvirágzás alkalmával igen magas klorofill-a tartalmat lehetett mérni. Az V. mintavételi pontnál több esetben előfordult, hogy magasabb mint $130 \mu\text{g l}^{-1}$ felszíni klorofill-a koncentrációt lehetett mérni. Ezekben az esetekben, amikor túlnyomórészt a felszínen helyezkedett el a fitoplankton állomány nagy része, a víz felszíne alatt már 2 centiméterrel alig volt mérhető fényintenzitás, tehát a rendelkezésre álló és hasznosítható fény nem jutott el a mélyebb rétegek felé.

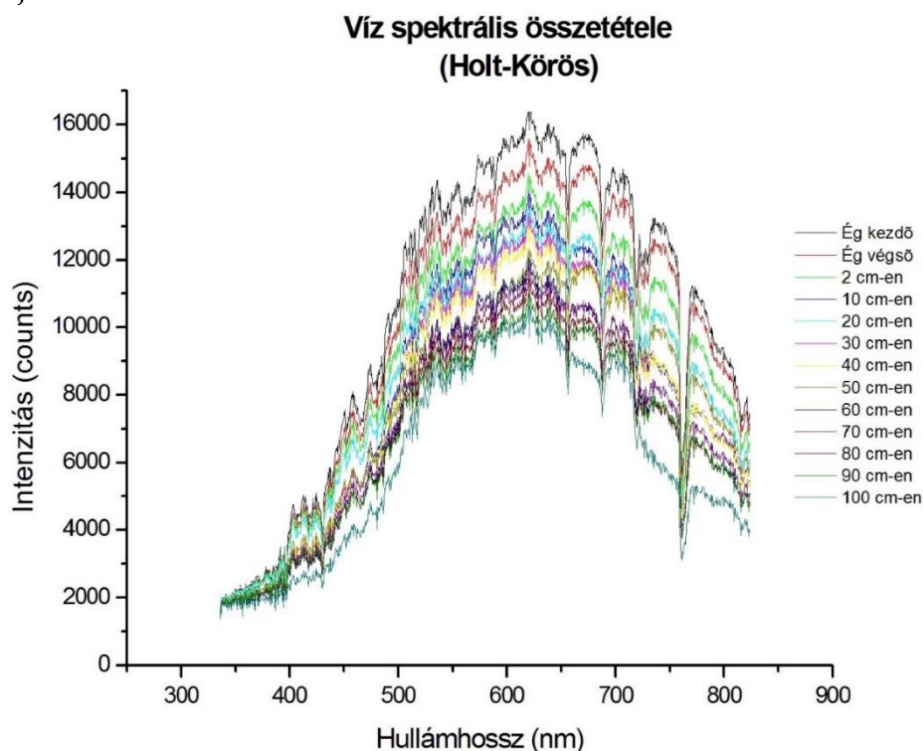
A 2018.09.19.-i mintavétel során a felszíni klorofill-a koncentráció értéke $152,9 \mu\text{g l}^{-1}$ volt. Ebből kifolyólag a klorofill-a tartalom a mélység függvényében drasztikusan csökkent, a 10 cm-es vízmélységben a koncentráció már csak $12,7 \mu\text{g l}^{-1}$ volt. A víz spektrális tulajdonságainak változását magas felszíni klorofill-a tartalom mellett a 4. ábra mutatja.



4. ábra Víz spektrális tulajdonság vízvirágzáskor (2018.09.19; V. mintavételi pont)
Figure 4. Spectral properties of water during algae bloom (19.09.2018; Sampling point V.)

Alacsony átlagos klorofill a koncentráció (átlag klorofill-a tartalom: alacsonyabb mint $50 \mu\text{g l}^{-1}$ felszíni klorofill-a tartalom: alacsonyabb mint $35 \mu\text{g l}^{-1}$) mellett a víz

spektrális tulajdonságai egyenletesen változtak, a mélyebb rétegek felé haladva fokozatosan csökkent a fény intenzitása. Nagyobb változás a rendelkezésre álló fény mennyiségében a maximum klorofill-a tartalom elhelyezkedési mélysége után volt mérhető. Alacsony klorofill-a tartalom mellett a víz alatti fényklimatikus viszonyokat 5. ábra mutatja.

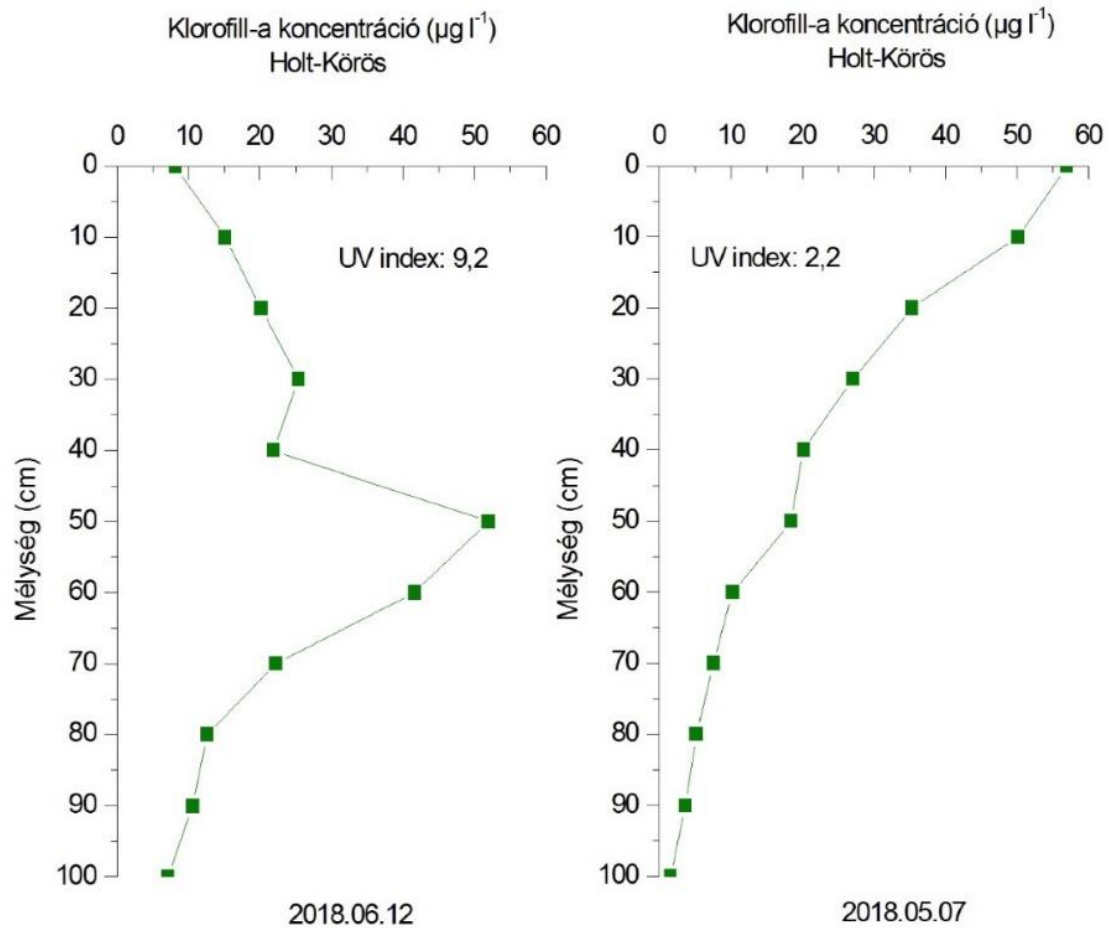


5. ábra Víz spektrális tulajdonsága normál klorofill-a eloszlás mellett (2019.07.15; IV. mintavételi pont)
 Figure 5. Spectral properties of water during normal chlorophyll-a distribution (15.07.2019; Sampling point IV.)

Az UV sugárzás tekintetében végzett vizsgálatok eredményei alapján 3 eltérő alaphelyzetet lehetett elkülöníteni.

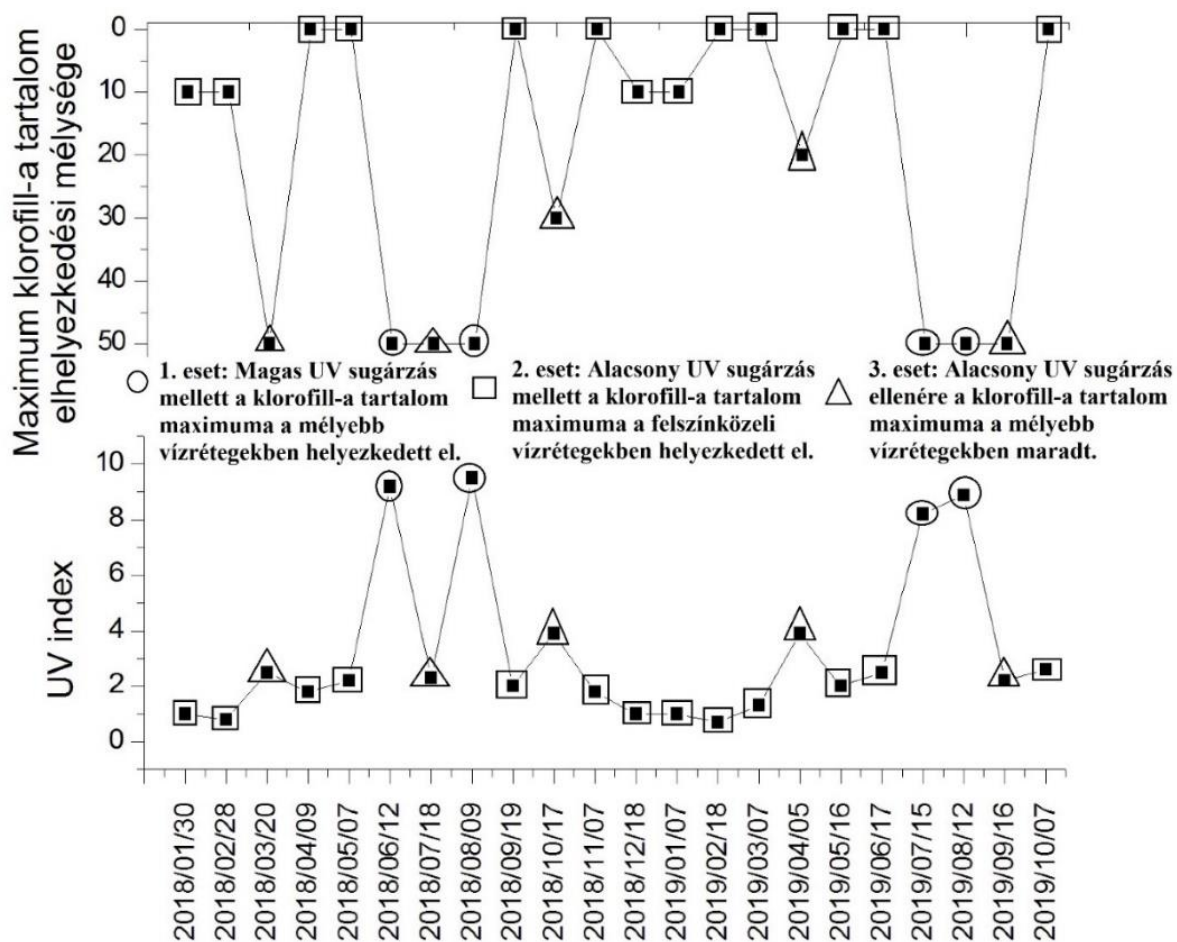
- Az első állapot során a magas UV sugárzás (7–10 UV sugárzás index) mellett a maximum klorofill a koncentráció a mélyebb (vízmélység: 40–50 cm) vízrétegekben maradt.
- A második esetben UV sugárzás alacsony (0–3 UV sugárzás index) volt és a maximum klorofill a koncentráció a felszíni vízrétegekben (vízmélység: 40–50 cm) helyezkedett el. A klorofill a tartalom vertikális eloszlását magas, illetve alacsony UV sugárzás esetén a 6. ábra mutatja.
- A harmadik állapot egy speciálisabb helyzet volt, ugyanis ebben az esetben az alacsony UV sugárzás mellett a klorofill-a tartalom maximuma a mélyebb rétegekben maradt. Ezen körülmények között más hatótényezők is befolyásolták a maximum klorofill a tartalom vertikális megoszlását. A vizsgálat eredményei alapján az egyik legfőbb befolyásoló tényező a felszíni víz hőmérséklet, valamint a rendelkezésre álló tápanyag volt.

Ezekben az esetekben a többi helyzettől eltérően magas felszíni vízhőmérséklet (30 °C körül) lehetett mérni, amely bizonyos fitoplankton fajokra negatívan hatott. A vizsgálatok során az UV sugárzás és a maximum klorofill a tartalom elhelyezkedési mélységének összefüggését a 7. ábra mutatja.



6. ábra Klorofill-a tartalom vertikális eloszlása az UV sugárzás függvényében (II. mintavételi pont)

Figure 6. Vertical distribution of chlorophyll-a content depending on UV radiation (Sampling point II)



7. ábra Az UV sugárzás és a maximum klorofill-a tartalom összefüggése
 Figure 7. Correlation between UV radiation and maximum chlorophyll-a content

4. táblázat Laboratóriumi vizsgálat eredményei
 Table 4. Results of laboratory measurements

Paraméterek	I. pont	II. pont	III. pont	IV. pont	V. pont
Nitrit (mg l ⁻¹)	0,05–0,2	0,1–0,2	0,1–0,3	0,05–0,3	0,3–1
Nitrát (mg l ⁻¹)	4,5–19,7	10,2–23,9	15,9–25,7	6,2–24,8	24,2–35,8
Ammónium (mg l ⁻¹)	0,4–1,5	1–1,8	1,5–2	0,5–2	2–4,5
Foszfát (mg l ⁻¹)	0,1–0,4	0,3–0,6	0,8–1	0,2–0,5	0,8–1,5
Vas (mg l ⁻¹)	0,1–0,6	0,5–1	0,8–1,5	0,2–1	0,9–1,5
Kálium (mg l ⁻¹)	2,8–8,6	4,8–10,3	8,2–14,6	3,1–41,7	18,5–45,6
Magnézium (mg l ⁻¹)	18,5–45,8	29,7–56,1	52,5–95,3	22,4–87,2	95,6–180
Nátrium (mg l ⁻¹)	35–78	95–152	130–190	25–495	287–560
Oldott oxigén (mg l ⁻¹)	5,3–12,6	4,5–10,8	3,8–9,4	4,1–11,9	1,8–7,1
Vezetőképesség (μS cm ⁻¹)	650–830	910–1500	1230–1860	720–1630	1610–2220
pH érték	7,2–7,8	8,0–8,5	8,3–8,9	7,3–8,5	5,4–6,5

Nitrit-, nitrát-, ammónium-, vas-, foszfát- és magnézium-ion tartalom tekintetében a kapott eredmények alapján az V. mintavételi pontnál mutatkoztak a legmagasabb koncentráció értékek. A holtágon Békésszentandrás irányába haladva, nőtt a mért paraméterek koncentrációja. Ezt a koncentráció növekedést okozhatja, a mezőgazdasági területekről bemosódó műtrágya, kommunális eredetű szennyvizek valamint gazdasági tevékenységből származó szennyezések. A fő tápanyagok (Fe , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) és a klorofill-a tartalom kapcsolatát tekintve, fordított tendencia rajzolódott ki a mérések alkalmával. Az említett tápanyagok vertikális eloszlása fordított képet mutatott a klorofill-a tartalom eloszlásához képest. Tehát azokban a mélységekben, ahol a klorofill-a tartalom a maximum értéket mutatott, ott a tápanyag koncentráció, a minimum értékek közelében volt. Ez a tendencia azokban az időpontokban érvényesült leginkább, amikor vízben a tápanyagellátottság bőséges volt.

Nátrium és kálium tartalom vertikális eloszlása, valamint a klorofill-a tartalom viszonya egy más tendenciát mutatott. Ugyanis azokban a mélységekben, ahol a Na^+ és K^+ tartalom alacsony volt, ott a klorofill-a tartalom is a minimum értéket mutatta. Az eredmények elemzése során megmutatkozott, hogy a IV. mintavételi pont esetében a két vizsgált évhez képest, a mért komponensek koncentrációja jelentősen változott. 2018-ban a nátrium tartalom esetében a legmagasabb mért koncentráció 495 mg l^{-1} , a kálium tekintetében $41,7 \text{ mg l}^{-1}$ volt. A 2019-es évet tekintve ezek az értékek szignifikánsan alacsonyabbak voltak. A legmagasabb mért nátrium koncentráció $90,2 \text{ mg l}^{-1}$, míg a legmagasabb kálium koncentráció pedig $11,6 \text{ mg l}^{-1}$ volt. Ez a koncentráció változás megmutatkozik a klorofill-a tartalom tekintetében, valamint a fitoplankton állomány összetételében is. A klorofill-a tartalom esetében jól látszik, hogy a 2019-es évben nem mérhető jelentős koncentráció növekedés a nyári időszak során, ugyanis a cianobaktériumok nem válnak domináns állomány alkotó fajokká. Ennek egyik oka lehet a nátrium és kálium tartalomban bekövetkező koncentráció csökkenés, hiszen az említett két paraméter hiánya erősen befolyásolhatja a cianobaktériumok elszaporodását. A kálium általánosan elterjed elem, amely nélkülözhetetlen az algák fejlődése szempontjából, hiánya esetén a cianobaktériumok és zöldalgák fontosintézise csökkenhet. A vizek magas nátrium tartalma pedig a cianobaktériumok tömeges elszaporodáshoz vezethet.

A kétéves vizsgálati periódus alatt nyert adatokon statisztikai elemzéseket végeztünk. A többváltozós lineáris regressziós vizsgálat alkalmával a meghatározott változók az alábbiak voltak:

a függő változó: az átlag klorofill-a tartalom

a modellbe bevont független változók: az UV sugárzás, a víz hőmérséklet, nitrit, nitrát, ammónium, foszfát, vas, magnézium, kálium és nátrium

Az elemzés során arra kerestem a választ, hogy a klorofill-a tartalomra a mért paraméterek milyen hatást gyakorolnak. A mintavételezés során mért vízminőségi paraméterek értékei alapján megállapítható, hogy az összes vizsgált időpontban szignifikáns a korreláció áll fenn az átlag klorofill-a tartalom és a független változók között ($r^2 = 0,888$). A statisztikai modell alkalmazása során kapott eredmények rámutattak arra,

hogyan a modellbe bevont független változók klorofill-a tartalomra gyakorolt hatása kiemelkedően magas, így a klorofill-a tartalmat nagyjában 88,8%-ban befolyásolják a független változók alakulásai. A klorofill-a tartalomra leginkább a víz hőmérséklet hat, ezt követi a nátrium –, és a foszfát koncentráció.

Összefoglalva a kutatás során kapott eredményeket az látható, hogy a vizsgált paraméterek mindegyike hatással volt a fitoplankton állomány vertikális elhelyezkedésére. Az elemzések alapján leginkább víz hőmérséklet, víz spektrális tulajdonságai, UV sugárzás és a rendelkezésre álló tápanyagok mennyisége volt hatással a klorofill-a tartalomra. A kutatás során kapott eredmények a jövőben kiinduló pontot jelenthetnek kombinált (helyszíni, laboratóriumi és távérzékeléssel végzett mérések) monitoring programok kialakításához és a különböző rendszerek kalibrálásához.

Köszönetnyilvánítás

„A Kulturális és Innovációs Minisztérium ÚNKP-22-4-11-MATE/6 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült”.



Irodalom

- Bíró M., Tóth T. 1998: A 18–19. század vegetációjának rekonstrukciója az elmúlt ezer év tájhasználatának tükrében a Hármas-Körös mentén. *Crisicum*, I: 18–34.
- European Community 2000: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Parliament*, L327 (October 2000), pp. 1–82.
- Felföldy L. 1974: A biológiai vízminősítés. *Vízügyi Hidrobiológia* 3, p. 234.
- Felföldy L. 1981: A vizek környezettana általános hidrobiológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, p. 289.
- Kiss Keve T. 1998: Bevezetés az algalógiába. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, p. 283.
- Marosi S., Somogyi S. 1990: Magyarország kistájainak katasztere I-II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, p. 1023.
- Padisák J. 2005: Általános Limnológia. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, p. 310.
- Tóth T. 1999: A szarvasi Holt-Körös (Kákafoki-Holtág) környezet- és természetvédelmi problémái'. Szarvas: Nimfea TE 2001.
- Reynolds, C. S. 2006: *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 551. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145>
- Schumacher F., Waltner I., Sebők A., Grósz J. Biológiai vízminőségi paraméterek vizsgálata a naplástavon. *Tájökológiai Lapok*, 20(2): 83–94. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3454>
- Zseni A., Bulla M. 2002: *Vízminőségvédelem*. Széchenyi István Egyetem, Építési és Környezetmérnöki Intézet, Győr, p. 168.
- Zólyomi B. 1989: *Magyarország természetes növényzete*. Kartográfiai Vállalat, Budapest.

Analysis of the effects of biological water quality parameters on the Szarvas Holt-Körös

J. GRÓSZ, G. E. HALUPKA, I. WALTNER

Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Environmental Science, Water Management and Climate Adaptation Department, Páter Károly u. 1., 2100 Gödöllő, Hungary;
e-mail: grosz.janos@uni-mate.hu

Keywords: biological water quality, chlorophyll-a, water quality, vertical distribution, phytoplankton

Abstract: One of the essential natural resources is water resource in Hungary. It is threatened by many threats, both quantitative and qualitative. For these reasons, the protection of surface water and groundwater is a priority. The main objective of the present study is to determine which parameters have the greatest influence on the horizontal and vertical distribution patterns of phytoplankton in the water body. The study area is the Holt-Körös, which plays an important ecological, social, economic and recreational role in the region. Between the field and laboratory tests, the following physical, chemical and biological water quality parameters were investigated: water temperature, UV radiation index, Secchi depth, underwater light condition, dissolved oxygen content, suspended solids content, chlorophyll-a content, Fe, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, and pH value.

*A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*



Talajok változása Székesfehérváron hét év távlatában

KATONA MÁTÉ¹, VÉGH PÉTER¹, BIDLÓ ANDRÁS², HORVÁTH ADRIENN²

¹Soproni Egyetem, Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola, 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.; e-mail: katona97@gmail.com, vegh.peter@phd.uni-sopron.hu

²Soproni Egyetem, Környezet- és Természetvédelmi Intézet, 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4., e-mail: bidlo.andras@uni-sopron.hu, horvath.adrienn@uni-sopron.hu

Kulcsszavak: városi talaj, emberi beavatkozások hatása, Székesfehérvár, talajmonitoring, térinformatika

Összefoglalás: Az ipari termelés mellett a lakókörnyezetünk van a legjelentősebb hatással talajaink állapotára. A városi, illetve antropogén talajok fogalma már évtizedek óta foglalkoztatja a tudományos világot, és ma már önálló talajtani kategóriaként kezelik azt. Azonban nem elég leírni az antropogén talajokat alakító folyamatokat, hanem rendszeresen nyomon is kell követni őket. Az emberi környezetben a változások sokkal gyorsabban bekövetkeznek, és akár évek alatt is gyökeresen eltérő képet mutathatnak ezek a talajok. Nyugat-Magyarországon városi talajokkal először a Soproni Egyetem kezdett el foglalkozni, és ezen kutatások kereteiben készült el 2011 márciusa és júniusa között egy Székesfehérvár teljes területét lefedő kutatás, mely során képet kaptunk a város talajainak állapotáról. 2018 júliusában kijelölt monitoringpontokon a talajokat ismét mintáztuk, és alapvető tulajdonságaik alapján kiértékeljük őket. Elsősorban káliumkloridos és vizes kémhatásukat, a szénsavas mézstartalmukat és a fizikai féleségüket vizsgáltuk. A hét évvel korábbi eredményekkel összehasonlítva és a város ez idő alatt történő változásait figyelembe véve kísérletet tettünk arra, hogy a tulajdonságok időben való változását megbecsüljük. A kiértékelésekhez térinformatikai programokkal (Google maps, QGIS) tudtuk megállapítani a talajtulajdonságok térbeli mintázatát, és a fejlesztések felvételével, ábrázolásával pontosítottunk a változások becsléséhez. A város már ilyen rövid időtáv alatt is jelentősen át tudta formálni a talajállapotokat a legaktívabb zónákban. Hét év távlatában főként a város talajának fizikai jellemzőiben figyeltünk meg változást. A magasabb homoktartalmú fizikai féleségű talajok irányába történő elmozdulást tapasztaltunk, amely a többletvízhatások kezelésének szempontjából lehet egy pozitív változás a városban, de a megnövekedett aszályos időszakok során nehézségeket is okozhat.

Bevezetés

Az antropogén talajok

A környezetvédelem egyik fontos eleme a talajvédelem is, mely nem kizárólagosan a természetes talajaink védelmét jelenti, hanem a másodlagosan létrejött talajok feltérképezését is. Az utóbbi évtizedekben egyre gyakrabban beszélünk városi vagy urbán talajokról, aminek fogalmát azokra a talajokra használjuk, amelyeket erőteljesen befolyásolnak emberi tevékenységek. Ezen talajok legelső ismert említése Ferdinand Senft (1847) talajtannal foglalkozó tankönyvében található meg. Bockheim (1974) szerint „városi talajnak nevezhetjük azokat a városi vagy külvárosi talajokat, amelyeknek a

felső 50 cm vastagságú szintje nem mezőgazdasági, de az emberi tevékenység következményeképpen zavart, degradált vagy átkevert jelleget ölt”. A városi talajokat az emberi környezet pillanatnyi hatásai állandóan befolyásolják, ezzel gyors változások történnek a felszíni talajrétegekben, amelyek fontosak a növények növekedéséhez, rekreációjához és a fenntartható fejlődéshez (Paul és Rakshit 2022). A talajok fizikai és kémiai tulajdonságai, mint pl. a kémhatás, a karbonáttartalom és az egyes elemek mennyisége, nagy hatással vannak az élővilágra és a környezet fontos puffertulajdonágaira (Puskás et al. 2015). Fontos környezeti tulajdonság továbbá a talaj műterméktartalma is, mely „olyan szilárd vagy folyékony anyag, amely az ipari vagy kézműves tevékenységek eredménye vagy emberi tevékenység által olyan mélységből felszínre hozott termék, ahol eddig nem volt kitéve a felszíni folyamatoknak és jelenleg más környezeti feltételek közé került” (FAO 2006). Az ilyen talajokat sem szabad azonban elvetnünk, mert lehetséges élőhelyként, víz- és tápanyag szolgáltatóként szolgálhatnak a növényeknek, ezáltal felhasználhatók a városi zöldfelületek tervezésben. A városokhoz közeli természetes, erdős területek hosszútávú tervezése során a város antropogén talajképző tényezőit is figyelembe kell venni. Az ilyen komplex városi ökokörnyezet tervezéséhez használt modellekben a tájra gyakorolt hatását is számba kell venni (Cline 1961; Bidwell és Hole 1965 idézi Paul és Rakshit 2022).

Az antropogén talajok kutatásának története

Habár a XIX. század elején már felmerült az antropogén talajok kutatásának ötlete, Európában az első városi talajtérképezésre 1951-ig várni kellett (Németország, Bottrop) (Mückenhausen és Müller 1951). A kutatások sokáig csak az Egyesült Államokra és Nyugat-Európára terjedtek ki, a hetvenes években ezeken a területeken számos kutatás készült a témában (Pape 1970; Smith et al. 1971; Maechling et al. 1974). Jelentősebb nemzetközi figyelmet 1981-ben kapott a téma, ekkor volt az első nemzetközi városi talajokkal foglalkozó szimpózium Berlinben (Blume és Schlichting 1982). A téma az évek során egyre nagyobb figyelmet kapott, az ezredfordulóra látványosan megnőtt a kutatások száma, immár világszerte, így Lengyelországban, Olaszországban, Oroszországban és Kínában is (Dutta et al. 2022). Hazai viszonylatban a huszadik század második felére tehetőek az első kutatások (Kovács és Nyári 1984). Elsősorban talajszennyezettségi vizsgálatokat végeztek több városban, melyek során összelem-tartalmat mértek a talajok felső rétegeiben, többek között Budapesten (Kádár 1995; Salma és Maenhaut 2006), Debrecenben (Szegedi 1999) és Szegeden (Puskás és Farsang 2007; Szolnoki et al. 2013). A közelmúltban készültek átfogóbb vizsgálatok is a hazai városokra, immár számos tulajdonságot vizsgálva a városok teljes területén. A Soproni Egyetem (korábban Nyugat-Magyarországi Egyetem) 2010 szeptemberében komplex városökológia projektet indított, amely során Sopron, Szombathely és Székesfehérvár talajállapotáról is átfogó képet kaphattunk (Bidló et al. 2012; Horváth et al. 2013; Horváth és Bidló 2015; Horváth et al. 2015; Horváth et al. 2016; Horváth et al. 2018; Szita et al. 2019; Horváth et al. 2021). Mielőtt azonban a kutatást részleteznénk, meg kell említenünk a kutatás helyszínét mind természetrajzi, mind történelmi vonatkozásban.

Székesfehérvár természetföldrajzi jellemzése

Székesfehérvár természeti környezete jelentős változásokon ment át az évszázadok alatt. A város szinte teljes területével a Mezőföld középtájon helyezkedik el, két kistáj találkozásánál: a város déli része a Közép-Mezőföld kistájhoz tartozik, míg a nagyobb kiterjedésű, elsősorban az északi és nyugati területek a Sárrét kistáj részét képezik. Mindkét kistáj mélyében a Velencei-hegységből ismert karbon gránit, valamint különböző paleozoos metamorf képződmények fordulnak elő. A Sárrét medencéje a pleisztocén végén besüllyedt, így az egykori tómedencét az elláposodás jellemezte, és megindult a tőzegképződés folyamata. Erre holocén üledékek, 4-8 méter vastag löszszerű réteg rakódott, melyen kedvező tulajdonságú réti csernozjom talajok képződtek, de megtalálható a csernozjom barna erdőtalaj is és a barnaföldek is (Ádám et al. 2010). Azokon a területeken, ahol a talajvíz közelebb kerül a felszínhez, megjelennek a réti talajok is, így a Velencei-tó partján, a Velencei-medencében (Bidló et al. 2012). A város északi fele átnyúlik a Vértes-Velencei hegyvidékre és északnyugaton a Sárrét kistáj, valamint északon a Sörédi-hát földrajzi kistáj határain helyezkedik el. Ezeken a területeken mészlepedékes csernozjom talajokkal találkozunk, lösz alapkőzeten. Ettől eltérő a várostól keletre található terület, ahol felszínre bukkan a savanyú kémhatású gránit alapkőzet, amely a Velencei-hegységet is alkotja. A területen elsősorban agyagbemosódásos barna erdőtalajok alakultak ki. Azokon a helyeken, ahol a termőréteg ennél is sekélyebb, a domborzat miatt vagy emberi hatás következtében, ott kövesziklás váztalajok jelennek meg. A löszös hegyláb felszín erdős részein barnaföldek képződtek (Bidló et al. 2012).

Székesfehérvár történelme

A város történelme egészen a római korra nyúlik vissza, és a honfoglaló magyarok történetében is fontos szerepet játszott, a város történelmi belvárosa, a mai Felsőváros nevű városrész bizonyíthatóan az 1200-as évek elejétől volt lakott terület (Vajnai 1970). A város a 16. században keleti irányban, a lápos területek magasabban fekvő részein terjeszkedett tovább, és a török korban már az adóösszeírások 43 (adózó) házról számolnak be (Lauschmann 1998). A Székesfehérvár belvárosához keleti-délkeleti irányból csatlakozó városrészek (Víziváros, majd a Tóváros) kialakulásának története a 19. század elejétől követhető nyomon. A komolyabb környezeti terhelést jelentő iparosodás pedig a század végére érte el a várost: a József utcában működő cukorgyár, a tüzelő- és építőanyag-kereskedés és szikvízgyár is ebben az időszakban határozta meg a város iparát, és 1872-ben megalakult a Székesfehérvári Légszeszgyár és Vegyiművek Részvénytársaság. A századforduló után a 1902-től a közvilágítást is bevezették, és 1918-ban megépült a gőzmalom is, mely az egész térségre nagy hatással volt (Takács 2021). Jelentősebb változást ezután jóval később, a szocializmus időszakában tapasztalt a város. A II. világháború után az ipar elsőszámú gazdaság- és városfejlesztő erővé lépett elő. Székesfehérvár igazi iparvárossá duzzadt, bár a városképen a legnagyobb változás a lakóterületek növekedése tekintetében mutatható ki. Az 1950-es és 80-as

évek vége között az iparosítás és a lakásigények kielégítése révén Székesfehérvár városképének meghatározó elemeivé a terjeszkedő üzemi területek, a közlekedési vonalak és a tízemeletes panelházak váltak (Molnár 2004). Az 1990-es évtized második felétől a szuburbanizáció térségi felerősödése és kiterjedése vált leginkább jellemzővé. A városkörnyék településeinek népességszáma szinte kivétel nélkül pozitívan változott (a természetes fogyás mellett), mialatt Székesfehérváron mintegy 11 800 fővel csökkent a lakosság 1990 óta (Szirmai et al. 2003 idézi Molnár 2004; KSH 2018). Az új ipari kultúrák és technológiák meghonosodását jelzi, hogy hat ipari parkja (Alba IP, Sóstó IP, Videoton IP, Déli IP, Ikarus IP, Visteon IP) van a városnak, ami egyedülálló az országban. Emellett több összefüggő ipari zóna, valamint inkubátorház (a vállalkozói inkubátorok szövetségének központjával) található a városban (Molnár 2004) Kutatásunk során a 86-os pont esett az ipari zónába és három másik pont a közvetlen közelében van (32, 33, 85).

A terület vízrendezésének története

Mint korábban leírtuk, a város jelentős része a Sárrét kistájon terül el, ennél fogva természetrajzi adottságaiból adódóan folyamatos probléma volt a városnak a megfelelő vízrendezése, mely az iparosodás és beépítések mellett szintén komoly hatással volt a környezetére. Az első telepek megjelenése óta árkokkal és gáttal szabdalják fel a területet, de jelentősebb vízrendezések a XIX. századtól indultak el. A rendezetlen vízfolyások elborított árterének szélén vezetett malomcsatornák és vízlépcsők építésével vízi malmok sorát létesítették, melyek hozzájárultak számos iparág fellendüléséhez. A munkálatok során számos csatornát kialakítottak, ekkor készült el a Várkörút-csatorna és a Malom-csatorna, melyet 1935 és 1937 között a város jelentős részén le is fedtek. A Gaja-patak vízrendezési terve 1941-ben elkészült és az ötvenes évekre meg is valósultak a mederbővítések és az árvízvédelmi töltések (Vajnai 1970). A későbbi árvizek folyamatos fejlesztéseket és átépítéseket igényeltek, így további védművek épültek, a Gaja-patak mentén mind a Sziget utcai lakótelepet, mind a Tóvárosi lakónegyedet feltöltésre építették az esetleges elöntési veszély csökkentése érdekében. Az Aszalvölgyi árkot mederburkolattal látták el, a kanizsai és a veszprémi vasúti kereszteződéseknel medermélyítéseket hajtottak végre, és a Rác-völgyi tározó is ekkor készült el (Bukovsky 1996).

Székesfehérvár a közelmúltban

A közelmúlt fejlesztéseit is meghatározta a csapadékelvezető csatornahálózat fejlesztése és az infrastruktúra bővítése. A vizsgált időszakban készült el az öreghegyi esővízelvezető csatorna (Székesfehérvár MJV Önkorm. 2011a), a Varga-csatorna mederrendezése (Székesfehérvár MJV Önkorm. 2016) és a felső-városi csapadékvíz-elvezető rendszer (Székesfehérvár MJV Önkorm. 2017a), valamint szintén mederrendezési munkának tekinthető a Sóstó rehabilitációja (Székesfehérvár MJV Önkorm. 2017b), mely során mederkotrás is történt a területen. Infrastruktúra fejlesztése volt többek

között a szennyvízcsatorna felújítása 72 km-en, majd az azt követő útfelújítások (Székesfehérvár MJV Önkorm. 2011b, 2012a), valamint a két jelentősebb közútfejlesztési beruházás volt a várost elkerülő út befejező szakasza (Székesfehérvár MJV Önkorm. 2012b) és a Saára Gyula útfelújítási program (Székesfehérvár MJV Önkorm. 2013), melynek keretein belül ötven utcában, több mint százezer négyzetméteren újult meg az útburkolat a városban. További kisebb projektek is megvalósultak, parkolók, parkok és játszóterek épültek vagy újultak meg, és ebben az időszakban készült el a Brenyóközi Sportcentrum (Székesfehérvár MJV Önkorm. 2014).

A város területén átfogó városökológiai kutatás kezdődött el 2010-ben, melyet a korábbi Nyugat-magyarországi Egyetem, később Soproni Egyetem oktatói és kutatói végeztek. A projekt egyik fő célja az emberi hatások okozta változó környezeti feltételek azonosítása és a városi talajok minőségének hiánypótló felmérése és értékelése volt. (Bidló et al. 2012). Azonban a feljebb leírt felújítások és beruházások tovább alakították a város környezetét, és ezek közvetlenül, vagy kiporzások által közvetve érintették a mintavételi pontokat.

Célkitűzések

Látható, hogy az elmúlt időszak jelentős változásokkal járt a város életében, emiatt is alkalmasnak gondoltuk a vizsgált területet arra, hogy jellemezzük a városi talajok tipikus tulajdonságait (egyben a változás természetét) adott helyen viszonylag rövid idő elteltével. Esetünkben a két vizsgálat 2011-ben és 2018-ban követte egymást. A vizsgált talajmintákat a második alkalommal 2 méteres pontossággal ugyanazokról a helyekről vettük, mint 2011-ben, és ugyanazokat a méréseket, megegyező módszertannal végrehajtani, hogy összehasonlítható képet kapjunk a város két különböző időpillanatában a vizsgált talajok állapotáról. A vizsgált időszak jelentős változással járt a város életében, a megnövekedett forgalom, az ipari- és közműfejlesztések, valamint az infrastruktúra karbantartása és bővítése nem csak a mindennapi életre, hanem a város környezetére is hatással volt. A terhelést a talaj bizonyos mértékig elnyeli, de hatásai, feltételezéseink szerint, nyomon követhető a fizikai és kémiai tulajdonságainak vizsgálatával. Kutatásunk célja, hogy a kutatás alkalmas lesz arra, hogy bemutassa Székesfehérvár talajállapotának változásait egy többéves időszak alatt.

Módszerek

Pontok felkeresése és mintavétel

A 2011-es székesfehérvári mintavételek során a kutatók egy általános képet kívántak kapni a város talajállapotáról, ezért egy egységes ponthálót tettek a városra, melynek EOY-koordinátáit rögzítették (Horváth et al. 2015). A 2018-as visszakeresés is ezen információk alapján történt, az eredeti 144 pontból 42 monitoring pontot jelöltünk ki, melyek elhelyezkedése az 1. térképen is látható. A pontok beméréséhez mind a két

esetben mobil helymeghatározó eszközöket használtunk, melynek 2 méteres pontossága van, azonban a helyszíni képek gyakran sokkal pontosabb visszakeresést is lehetővé tettek, így gyakran az előző mintavételi helyet is megtaláltuk. Később így az eredményeket mind önmagukban, mind a korábbi mérések viszonyában ki tudtuk értékelni, melyben segítségünkre voltak a különböző térinformatikai programok is (Google Earth, QGIS), valamint a szemcseméreteloszlás-értékeket elhelyeztük az USDA típusú textúraháromszögben, így további következtetéseket is le tudtunk vonni. A kiértékelésben segítségünkre voltak az urbanizált területet nem vizsgáló Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer (TIM) mérési eredményei, melyekből a környezet tulajdonságai is kirajzolódtak, és ezeket így természetesnek tekinthetjük (Várallyay et al. 2010). A hálózat 2010-es adatokat használ, azonban a természeti környezetnek eltérő dinamikája van. A városi talajok legbolygatottabb zónája a felső 20 cm (Carre et al. 2013), ezért a korábbi mintavételekhez hasonlóan 0-10 és 10-20 cm-es rétegben egy-egy mintát vettünk minden ponton. A minták begyűjtése az általunk kiválasztott pontokon a felület letisztítását követően egy 30x30 cm-es négyzet kijelölése után ásóval történt. A minták kiemelése után mérőszalaggal ellenőriztük a mintavételi mélységeket. Továbbá megállapítottuk a területhasználati kategóriát a földhivatali alaptérkép kategóriái alapján. A minták nagy arányban közlekedési zónákra (36%) és parkokra (36%) estek, de jelentős volt a lakóövezetek (14%) és vízpartok (14%) aránya is. A minták túlnyomó része kevert, illetve zavart talajkörnyezetből származik, így a genetikai talajszintek elkülönítésére nem volt mód.

Laboratóriumi vizsgálatok

A mintákat átszállítottuk a Termőhelyismerettani Intézeti Tanszékének laboratóriumába, ahol elvégeztük a fizikai és kémiai vizsgálatokat. A méréseket Bellér (1997) és Stefanovits (1992) ajánlásai szerint végeztük. A mintákat a megérkezésükkor légszárazra szárítottuk, ahol szükséges volt, ott szárítószekrénybe helyeztük 50 °C-on. Ezután a száraz talajt homogenizáltuk, és 2 mm-es szitával elkülönítettük a durva vázrészeket, melyek esetünkben keveredtek a műterméktartalommal. A minták előkészítése után meghatároztuk potenciometriásan a vizes és kálium-kloridos kémhatást elektromos pH-mérővel. Ehhez 25 ml kiforralt desztillált vizet, illetve 1 mol/dm³-es KCl-oldatot adtunk az előre bemért 10 gramm talajhoz. Továbbá a szénsavas mésztartalom is meghatározásra került, melyhez Scheibler-féle kalcimétert használtunk. Ehhez 1-2 gramm közötti talajt mértünk be analitikai mérlegen négy tizedesjegy pontossággal, majd zárt rendszerben 10%-os sósavval elbontottuk a mésztartalmát. A fejlődő CO₂ térfogatát leolvastuk a műszerről, és normál állapotra visszaszámolva kiszámítottuk a mésztartalmat. Az eredményt százalékban határoztuk meg. A szemcseeloszlás vizsgálatához a klasszikus pipettás módszert alkalmaztuk. Ehhez 20 gramm talajt H₂O₂-al vízfürdőben elroncsoltunk, majd Na-hexametafoszfát segítségével elválasztottuk az aggregátumokat egy rázólabdikos kezelés során, körforgós rázógépből. Ezután egyliteres mérőhengerekbe desztillált vízzel jelig töltöttük őket, és meghatároztuk

hőmérsékleten, meghatározott időközönként pipettával mintát vettünk belőlük. Az eljárás a Stokes-féle sűrűdési törvényen alapszik. A mintákat ezután szárítószekrényben tömegállandóságig szárítottuk, és meghatároztuk az iszap- és agyagfrakciók arányát. A durvahomok-frakciót átmosásos szitálással határoztuk meg, 0,2 mm-es szitával (Bellér 1997).

Kiértékelés módszertana

A mérési eredmények kiértékeléséhez Microsoft Excel programot, valamint a térképi elhelyezéshez a QGIS térinformatikai programot használtunk. Az eredmények térbeli ábrázolásával az értékek mintázatát és egymáshoz viszonyított helyzetét is értékelhettük. A TIM-pontokat szintén szerepeltettük a térképeken. Mivel a városi talajok rendszere rendkívül heterogén, ezért az interpolációs kiértékelés helyett a pontok egyedi értékének feltüntetése mellett döntöttünk, így nem készültek félrevezető extrapolálások az adatokból. Az USDA-talajosztályokba való besorolást az USDA hivatalos oldalán található segédletével végeztük (U. S. Department of Agriculture 2022). A magyarországi erdészeti gyakorlat hagyományosan hazai osztályozást használ a fizikai féleség meghatározására, de az USDA besorolás részletesebb képet adott a fizikai féleségekről, valamint így összehasonlíthatóvá váltak az eredmények a TIM-pontokkal, mely rendszer szintén ezt az osztályozást alkalmazza.

Eredmények és kiértékelésük

A monitoring vizsgálat eredményei a TIM rendszer pontjai alapján

Székesfehérvár 2018-as talajállapotáról általánosságban elmondható, hogy gyengén lúgos kémhatású, átlagosan közepes és magas mésztartalom jellemezi, de mészmentes mintáink is előfordultak. A kistájra jellemző és a szakirodalom által is leírt (Rajkai és Tóth 2010) homokos vályog fizikai féleségű talajok voltak a meghatározóak, de jelentős a homokos-agyagos vályog és a vályogos homok aránya is valamint a TIM-pontok (Várallyay et al. 2010) is hasonló tulajdonságokat írtak le, azonban kisebb eltérésekkel. A méréseink során a kémhatásra a semleges tartomány alsóbb határa ($\text{pH}=6,81$) a jellemzőbb, az ettől eltérő értékek az enyhén savanyú tartományban találhatók meg, és a mért mésztartalom-értékek is kisebbek, különösen a déli oldalon. A legnagyobb különbség azonban a fizikai féleségükben mutatkozik, mert délen még megtaláljuk a homok, durva homok frakciókat, de a város vonalában már egyértelműen az iszaposabb, vályogosabb irányba változik a város környezete a TIM pontok alapján. A 3. és 4. térkép alapján feltételezhetjük, hogy a város területe nem követi a TIM rendszer fokozatos változásait a térben, önálló tulajdonságokkal bír, melyek kitűnnek a környezetükből.

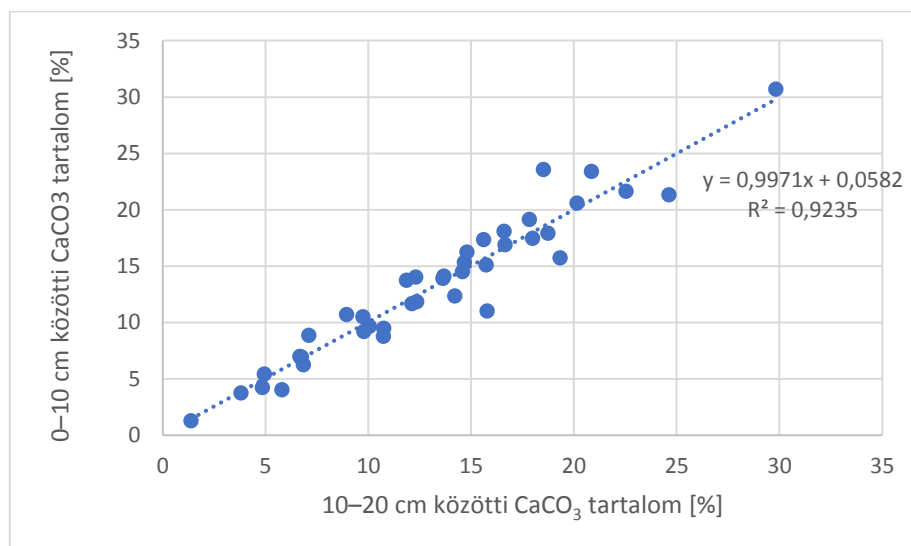
Eredmények értékelése területhasználat alapján

A vizsgált pontokra nagy hatással van a környezetük, ezért az elsődleges területhasználati kategóriájuk is meghatározza a tulajdonságaikat. Ezek földrajzi eloszlását szintén nyomon követhetjük az 1. térkép segítségével. Bolygatottság tekintetében két szélsőség a közlekedési- és ipari zónák, valamint a zöldövezetek között van (utóbbiak közé a vízpartokat és a parkokat, erdőket soroltuk). Az említett zónákra, ezen belül is a forgalmas vonalas létesítményekre jellemző leginkább a kiporzás, a felsőbb rétegekben potenciálisan itt következnek be a legnagyobb változások (Meuser 2010). A város közelmúltjában is ezeket a területeket érintették elsősorban a változások (Székesfehérvár MJV Önkorm. 2013, Székesfehérvár MJV Önkorm. 2012b). A vonalas létesítmények környezetében vizsgált talajok egyértelműen a homok és durva homok fizikai féleség irányába tolódtak el, magasabb a vályogos homok aránya, és a homokmintát is itt találjuk meg (32. pont), melyet a földrajzi elhelyezkedése egyébként nem indokol. Ezzel szemben a zöldterületeket inkább a természetes, homokosvályog-tartományban találjuk meg, de a homokos-agyagos vályog- és agyagosvályog-fizikai féleségeket is itt láthatjuk. Ennek okai nemcsak a természetes folyamatok lehetnek, hanem a talajcserénél valószínű, hogy ilyen karakterű területről hoztak talajt, illetve a vízpartok közelében is ez a típus a gyakoribb.

Eredmények értékelése szintenként

Fontosnak tartottuk, hogy a monitoringvizsgálat kövesse a korábbi mérések menetét, ezért mélységben két részre bontottuk a 2018-as felvételezést (0-10 cm, ill. 10-20 cm). Általánosságban elmondható, hogy az eredményeink, mind egymás között, mind a korábbi évvel nagy hasonlóságot mutattak: ahol megváltozott az egyik szint tulajdonsága, ott általában a másiké is. Hét év távlatában a változások egységesen érintették az egész feltalajt, melyben az átkeveredés is szerepet játszott. Azonban a változások felülről érik a talajokat, ezért fontosnak tartottuk megvizsgálni, hogy milyen összefüggések vannak a szintek (0-10 cm és 10-20 cm) között. A kémhatás tekintetében általánosan elmondható, hogy az alsóbb szintek mindenhol lúgosabbak, mert a kilúgzás folyamata fentről lefelé hat. A szintek közötti korreláció mérsékelten magas volt, a vizes pH esetében ($R^2 = 0,57$) valamivel alacsonyabb, mint a KCl-os pH vizsgálatokor ($R^2 = 0,64$), melynek oka a káliumkloridos kémhatás állandóbb értékének tudható be. Mért eredményeink gyakran két fizikai féleség határán voltak, ezért gyakran előfordult, hogy míg a felső réteg a homokos vályog képét mutatta, addig az alsóbbak a homokos-agyagos vályogét, és vice versa. Frakciónként elemezve az összefüggéseket azt tapasztaltuk, hogy a különböző frakciók eltérő mértékben korrelálnak a két szint között. Míg a durvahomok-értékek ($R^2 = 0,83$) viszonylag erős összefüggést mutattak, addig az iszap- ($R^2 = 0,53$) és finomhomok- ($R^2 = 0,53$) frakciók azonos értékkel egy közepes összefüggést mutattak, és az agyagfrakciók ($R^2 = 0,17$), valamint a vázas elemek ($R^2 = 0,32$) értékei igen gyenge mértékben mozogtak együtt. A mésztartalom a két réteg között szinte mindenhol együtt mozgott, ez jól követhető az 1. ábrán is. Egy esetben (90.

pont) ez az érték kiugróan eltért, ezért a korreláció számításánál az „outliert” kivettük, így igen erős összefüggést ($R^2 = 0,92$) találtunk a minták között. A két szint átlagos mésztartalom-értékei hozzávetőlegesen megegyeztek (13% és 14%), a felsőbb szint azonban sokkal kiegyenlítettebb képet mutatott. Ez főleg az alacsony mésztartalmú területeknél volt szembeűnő, de a magasabb értékek is kiegyenlítődték, a város nyugati oldalán, ahol a természetes mésztartalom is magasabb volt.



1. ábra Mésztartalom százalékban kifejezett értékeinek összefüggése a 0–10 cm és 10–20 cm közötti rétegekben 2018-ban

Figure 1. Correlation of the CaCO₃ content (%) between layers of 0–10 cm and 10–20 cm in 2018

Eredmények értékelése földrajzi helyzet szerint

Az eredmények földrajzi elhelyezkedéséről a korábban leírtakon kívül is érdekes mintázatokat figyelhettünk meg. A kémhatás az egész mintaterületen egységesen gyengén lúgos volt, ez alól csak a Bánya tó melletti minta (35. pont) a kivétel, gyengén savanyú kémhatással. Itt természetesen mészmentes talajt találtunk. Az itt mért pH = 5 kémhatás indokoltá tette a hidrolitos savanyúság mérését, mely a két szint között eltérő volt (0-10 cm: 13,55; 10-20 cm: 5,02). Az ok a tó létrejöttében lehet, ugyanis ezen a területen sokáig gránitot bányásztak, amíg 1917-ben a bányát el nem öntötte a víz (Szanyi-Nagy 2019). A savanyú kőzet közelsége változtathatta meg lokálisan a kémhatást. A mésztartalom, elsősorban a külvárosi területeken, követi a TIM-pontok mért értékeit. Az alacsonyabb mésztartalom értékek elsősorban a város déli és keleti részére esnek, és nyugati- valamint északi irányban növekszik az értékük. Azonban sok esetben ez az érték meghaladja a természetes mésztartalmat, valamint átlagosan is magasabb a városi pontok mésztartalma (15,43%), mint a természetes környezetnek tekintett TIM-pontoknak (~13%). A szakirodalom is ezeket a megfigyeléseket támasztja alá a városi talajok esetében, amit az építkezések során felhasznált magas mésztartalmú anyagokkal magyaráz (Lehmann és Stahr 2007). Jelentősebb eltéréseket a TIM pontoktól, azaz a környezettől, a fizikai féleségben tapasztaltuk. A talajok fizikai félesége a déli oldalon

homok jelleget mutatott, de a város határában ez már egyértelműen átment egy vályogos, iszapos jellegű feltalajba. A város ehhez képest a keleti oldalon jelentősen (homok, vályogos homok jelleg), a város teljes területén pedig részlegesen (homokos vályog nagy aránya) eltér ettől a természetes átmenettől. A háttérben valószínűleg a városi talajok tulajdonságai állhatnak, melyekre a környezettől nagyobb szemcseméretű talajok jellemzők a folyamatos építési melléktermékek behatásai miatt (Lehmann és Stahr 2007). A kevesebb homokot tartalmazó talajok (vályog, homokos-agyagos vályog) elsősorban a külvárosra esnek, természetesen a déli oldal kivételével. Egy agyagos vályog fizikai féleségű minta (82. pont) mégis a belvárosra esik, amit az elsődleges területhasználati kategóriája (patakpart) meg is magyaráz.

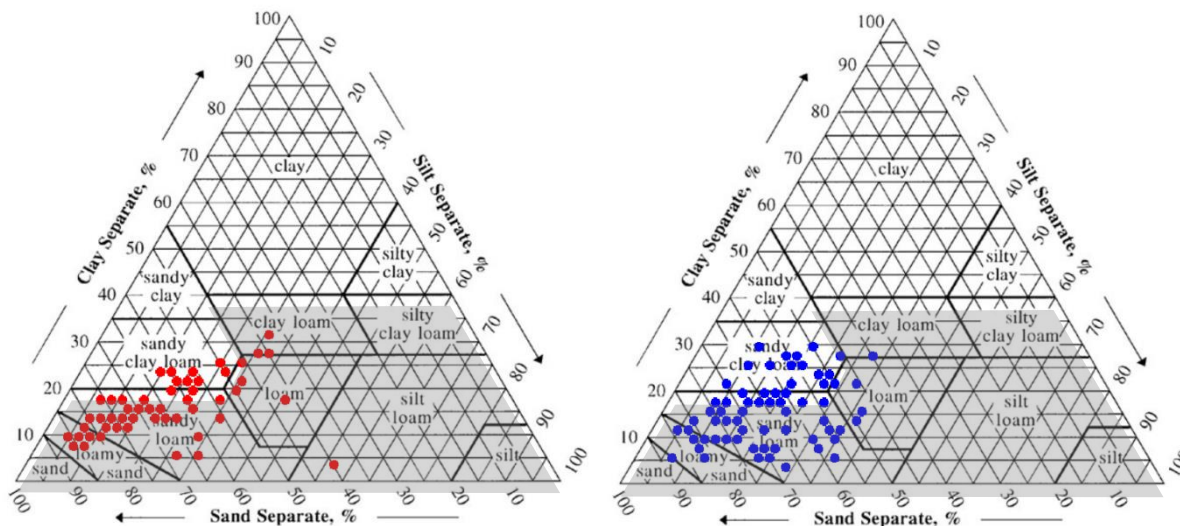
Összehasonlítás a 2011-es eredményekkel

Összehasonlítva a 2011-es eredményekkel, a kémhatás kevés változást mutat. Mind a két esetben közel megegyező volt az átlagos pH érték (átlag $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}^{2011} = 7,92$; átlag $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}^{2018} = 7,90$ valamint átlag $\text{pH}_{\text{KCl}}^{2011} = 7,47$; átlag $\text{pH}_{\text{KCl}}^{2018} = 7,44$), valamint a Stefanovits (1992) ajánlása alapján felvett határértékek is egységesen gyengén lúgos kémhatást mutattak, a város környezetéhez hasonlóan. A két év adatai közötti összefüggés azonban csekély összefüggést mutat ($R_{\text{H}_2\text{O}}^{2\text{pH}} = 0,27$; $R_{\text{KCl}}^{2\text{pH}} = 0,39$). A térképes ábrázolás során mégis egységes mintázatot fedezhetünk fel a város feltalajának kémhatás-változásában, ahogyan ez a 2. térképen is látható. Míg a város nagyobb részén inkább egy elmozdulás figyelhető meg a semleges tartomány felé, addig a város nyugati felén és a déli közlekedési zónákban inkább az ellenkező irányban változnak meg a pH-értékek mind a kétféleképpen mért pH-érték esetében. Ennek az is oka lehet, hogy ezeken a területeken volt jelentősebb átalakulása a városnak, ugyanis később látjuk, hogy önmagában a mésztartalom-értékek ezt a változást nem erősítik meg. A közlekedési zónák általánosságban nem erősítették meg ezt a folyamatot, egészében vizsgálva ezt a kategóriát, a kémhatásértékek nem változtak jelentősen. A 2011-es minták közül két esetben találtunk mérsékelt savanyú pH-t, és mind a két esetben (35. és 42. pont) savanyodásra következtethettünk a pH-értékek időbeli különbsége alapján. Az egyik, a korábban említett Bánya tó melletti minta esetében ez be is igazolódott, azonban a 42. erdei pontra megnövekedett mésztartalmat mértünk vissza, így a természetes erdei savanyodási folyamatokkal ellentétben közel semleges kémhatást tapasztaltunk.

Az átlagos mésztartalom a város teljes területén 3,04%-al lett alacsonyabb, ami egy mérsékelt csökkenésnek mondható, a hét évvel korábbi állapotokkal csekély összefüggést mutat ($R_{\text{CaCO}_3}^2 = 0,47$). A mésztartalom-értékek elsősorban a város keleti és déli részén csökkentek, ahol a homokfrakció növekedése is tapasztalható. A mésztartalom növekedése elsősorban parkos területeket érintett, azonban ezek nem mutattak szignifikáns összefüggést a földrajzi helyzetükkel és a domborzattal (3. térkép), vagy a fizikai féleséggel.

A rövid időszakhoz képest viszonylag nagy változások jellemezték a talajok szemeloszlását. A TIM-hálózat az amerikai USDA osztályozását vette alapul, ezért a mért

eredményeket mi is ebben a rendszerben értékeltük ki (nracs.usda.gov 2022). A három-tényezős diagramm a 2. ábrán látható, melyen egy átrendeződés figyelhető meg, ami az iszapfrakció csökkenésével és a homokfrakció növekedésével jellemezhető. A TIM-rendszer pontjai iszapos, iszapos-vályog fizikai féleségű talajviszonyokat jeleznek a város észak-északnyugati határában, mely a 2018-as mintákon nem jelenik meg. Az iszapfrakció visszaszorulása visszavezethető a vízrendezésekre és a városi talajokat jellemző talajcserékre.



2. ábra A minták fizikai félesége az USDA besorolás szerinti textúraháromszögben 2011-ben (piros) és 2018-ban (kék), valamint zölddel kiemelve a TIM pontok tartománya

Figure 2. PSD of the samples on the USDA texture pyramid in 2011 (red) and in 2018 (blue), and the range of TIM points highlighted in green

A fizikai összetételt érintő változások elsősorban a város belterületének keleti és északnyugati részét érintették, utóbbi környezetében számos fejlesztés volt a két időszak között. Az összes mérési eredményt megvizsgálva az USDA-besorolás szerint 50%-ban változott meg a talajok fizikai félesége a vizsgált időszakban. Ebből a legtöbb közeli textúra osztályok közötti változás volt, de több esetben is jelentős eltolódást tapasztaltunk, melyek talajcserére engednek következtetni.

Összegzés

Összességében elmondható, hogy Székesfehérvár felalaja hét év alatt mind a környezetéhez képest, mind a korábbi talajállapotokhoz képest megváltozott. Habár a városi talajok általános jellemzőit mutatja, mégsem tér el jelentősen a természetes közegétől, ezért ebben a tekintetben a változások kisebb mértékűek. A hét év alatt elsősorban a mésztartalomban és a fizikai féleségben tapasztalhattunk nagyobb léptékű változásokat, a kémhatásban kisebb mértékű változásokat tapasztalunk. A fizikai féleség megváltozására összességében a homok, durva homok frakciók megnövekedése volt jel-

lemző, mely a kiporzások mellett talajcserékre is visszavezethető. A városi talajok kialakításakor sokszor alkalmaznak homokot, mint töltőanyagot. A megváltozott talajállapotok megváltozott tulajdonságokat is jelentenek (pl.: vízvezető képesség, víztartó képesség), ezért a gyakorlati tervezés során ezeket érdemes figyelembe venni. A homoktalajok jobban elvezetik a vizet, kevésbé tartják meg azt.

A város jelenlegi környezete és a város történelmét jellemző, sokszor károkkal járó többletvízhatások tekintetében ez lehet egy pozitív változás, de a megnövekedett aszályos időszakok más jövőképet is vetíthetnek előre, mely megváltozott vízrendezési stratégiákat vetít előre. A kutatás felhasználható Székesfehérvár környezetvédelmi stratégiájához és településfejlesztési stratégiájához, valamint nagyobb, helyi szennyezés esetén visszakereshető a város talajállapotának eredeti állapota, szerkezetéből adódó bemosódás mértéke. Jelen kutatás továbbá alapja lehet egy későbbi toxikus elemtartalom-vizsgálathoz, mely során a nehézfémek akkumulációjának és mobilizálhatóságának fontos befolyásoló tényezői az itt vizsgált talajtulajdonságok.

Városaink mindig hatással lesznek környezetünkre, a tájat folyamatosan alakítják maguk körül, ezért ezeket a folyamatokat a jövőben is fontos követnünk, megfigyelnünk, hogy a változások ne érjenek bennünket felkészületlenül.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnénk megköszönni Dr. Balázs Pálnak, Páll Rékának, Szecsódi Orsolyának és Szűcs Zsoltnak segítő munkájukat. Jelen publikáció a „GINOP-2.3.3-15-2016-00039 – Fás biomassa termesztési feltételeinek vizsgálata” című projekt támogatásával valósult meg.

Irodalom

- Ádám L., Juhász Á., Marosi S., Mezősi G., Somogyi S., Szilárd J. 2010a: Földtan. In: Dövényi, Z. (szerk.): Magyarország kistájainak katasztere. MTA, Budapest. p. 876.
- Beller, P. 1997: Talajvizsgáló módszerek. Egyetemi jegyzet. Soproni Egyetem Erdőmérnöki Kar Termőhelyismerettani Tanszék, Sopron.
- Bidló A., Horváth A., Kámán O., Németh E., Szűcs P. 2012: Városi talajok vizsgálata a Dunántúlon- (pp. 123–168). In: Albert, L., Bidló, A., Jancsó, T., Gribovszki, Z. (szerk.): Városok ökokörnyezetének komplex vizsgálata a nyugat-dunántúli régióban. Sopron, Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó.
- Blume, H-P., Schlichting, E. (eds.) 1982: Soil problems in urban areas. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 33: 1–280. Letöltve: 2022. 11. 06. forrás: https://www.dbges.de/de/system/files/mitteilungen_dbg/Mitteilungen%20der%20DBG%201982_33.pdf
- Bockheim, J. G. 1974: Nature and properties of highly disturbed urban soils. Philadelphia, Pennsylvania. Div. S-5, Soil Science Society of America, Chicago, Illinois.
- Bukovszky Gy. 1996: Székesfehérvár árvizei. *Hidrológiai Tájékoztató* 35(1): 32–34.
- Carre, F., Rusco, E., Tóth, G., Jones, A., Gardi, C., Stolbovoy, V. 2013: Soil sampling methodology. In: Tóth, G., Jones, A., Montanarella, L. (eds.): *Lucas Topsoil Survey: methodology, data and results*. Publications Office of the European Union, Ispra, Italy. DOI: <https://doi.org/10.2788/97922>
- Cline, M. G. 1961: The changing model of soil. *Soil Science Society of America Journal* 25: 442–446. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1961.03615995002500060009x>
- Dutta, A., Patra, A., Ghosh, S., Rakshit, A. 2022. Urban Soil: A Review on Historical Perspective. (8 p). In: Rakshit, A., Ghosh, S., Vasenev, V., Pathak, H., Rajput, V. D. (eds): *Soils in Urban Ecosystem*. Springer, Singapore. DOI: https://doi.org/10.1007/978-981-16-8914-7_1

- Horváth A., Szűcs P., Kámán O., Németh E., Bidló A. 2013: Sopron város és környéke feltalajának vizsgálata. *Tájökológiai Lapok* 11(1): 125-134. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3738>
- Horváth A., Bidló A. 2015: Városi talajok nehézfém vizsgálatai a nyugat-dunántúli régióban (Esettanulmány). *Agrokémia és Talajtan* 64(1): 139-158. DOI: <https://doi.org/10.1556/0088.2015.64.1.10>
- Horváth A., Szűcs P., Bidló A. 2015: Soil condition and pollution in urban soils: evaluation of the soil quality in a Hungarian town. *Journal of Soils and Sediments* 15: 1825-1835. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0991-4>
- Horváth, A., Szita, R., Bidló, A., Gribovszki Z. 2016: Changes in soil and sediment properties due the impact of the urban environment. *Environmental Earth Sciences* 75: 1-10 DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6012-8>
- Horváth, A., Kalicz, P., Farsang, A., Balázs, P., Berki, I., Bidló, A. 2018: Influence of human impacts on trace metal accumulation in soils of two Hungarian cities. *Science of the Total Environment* 637-638: 1197-1208. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.033>
- Horváth, A., Csáki, P., Szita, R., Kalicz, P., Gribovszki, Z., Bidló, A., Bolodár-Varga, B., Balázs, P., Winkler, D. 2021: A complex soil ecological approach in a sustainable urban environment: Soil properties and soil biological quality. *Minerals* 11(7): 704. DOI: <https://doi.org/10.3390/min11070704>
- Kádár I. 1995: A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. MTA TAKI, Budapest.
- Kovács M., Nyári I. 1984: Budapesti közterületek talajainak nehézfém-tartalma. *Agrokémia és Talajtan*. 33(3-4): 501-510.
- Land and Water Division 2006: Guidelines for soil description. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma. (World Soil Resources Reports ISSN 0532-0488) Letöltve: 2022.11.05. forrás: <https://www.fao.org/3/a0541e/a0541e.pdf>
- Lauschmann Gy. 1998: Székesfehérvár története. I. kötet. Székesfehérvár Város Levéltára, Székesfehérvár.
- Meuser, H. 2010: Contaminated urban soils. Springer Verlag, UK. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9328-8>
- Lehmann, A., Stahr, K. 2007: Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments* 7: 247-260. DOI: <https://doi.org/10.1065/jss2007.06.235>
- Molnár B. 2004: Székesfehérvár az európai és magyar urbanizációs folyamatokban. *Földrajzi Értesítő* 53(1-2): 271-292.
- Mückenhausen E., Müller, E. H. 1951: Geologisch-bodenkundliche Kartierung des Stadtkreises Bottrop i.W. für Zwecke der Stadtplanung. *Geologisches Jahrbuch* 66: 179-202.
- Pape, J. C. 1970: Plaggen soils in the Netherlands. *Geoderma* 4: 229-255.
- Paul, S., Rakshit, A. (2022). Classification and Functional Characteristics of Urban Soil. (pp. 11-23). In: Rakshit, A., Ghosh, S., Vasenev, V., Pathak, H., Rajput, V.D. (eds) *Soils in Urban Ecosystem*. Springer, Singapore. DOI: https://doi.org/10.1007/978-981-16-8914-7_2
- Puskás I., Farsang A. 2007: A városi talajok osztályozása, az antropogén hatás indikátorainak elkülönítése Szeged talajtípusainak példáján. *Tájökológiai Lapok* 5(2): 371-379.
- Puskás I., Farsang A., Csépe Z., Bartus M. 2015: Városi zöldterületek feltalajainak állapotértékelése és szennyezettség mintázata a funkcionális tagolódás függvényében. *Tájökológiai Lapok*. 13:115-132.
- Rajkai K., Tóth G. 2010: Talajok. In: Dövényi Z. (szerk.): *Magyarország kistájainak katasztere*. MTA, Budapest. p. 876.
- Salma, I., Maenhaut, W. 2006: Changes in elemental composition and mass of atmospheric aerosol pollution between 1996 and 2002 in a Central European City. *Environ Pollut.* 143: 479-488.
- Smith, R. M., Tryon, E. H., Tyner E. H. 1971: Soil development on mine spoil. *Bulletin* 604 T. West Virginia Agricultural and Forestry Experiment Station, Morgantown. DOI: <https://doi.org/10.33915/agnic.604t>
- Stefanovits P. 1992: *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Szanyi-Nagy J. 2019: Egy tó, amelyben tilos fürdeni. *Fejér Megyei Hírlap* 64(186): 9.
- Szegedi S. 1999: Debrecen nehézfém-szennyezettsége. *Magyar Tudomány* 106/66(10): 1192-1200.

- Szita, R., Horváth, A., Winkler, D., Kalicz, P., Gribovszki, Z., Csáki, P. 2019: A complex urban ecological investigation in a mid-sized Hungarian city–SITE assessment and monitoring of a liveable urban area, PART 1: Water quality measurement. *Journal of environmental management* 247: 78–87. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.063>
- Szolnoki, Zs., Farsang A., Puskás I. 2013: Cumulative impacts of human activities on urban garden soils: Origin and accumulation of metals. *Environmental Pollution* 177: 106–115. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.007>
- Takács P. 2021: Székesfehérvár keleti Irányú terjeszkedése. Betekintés A 19. Században és a 20. Század elején Végbement változásokba. *Polymatheia* 18(1–2): 62–93. DOI: <https://doi.org/0.51455/Polymatheia.2021.1-2.04>
- Vajnai, I. 1970: Székesfehérvár város vízrendezésének múltja és jelene. *Hidrológiai Tájékoztató*, 10(1): 88–93.
- Várallyay Gy., Szabóné Kele G., Berényi Üveges J., Marth P., Karkalik A., Thury I. 2010: Magyarország talajainak állapota a Talajvédelmi Információs és Monitoring (TIM) rendszer adatai alapján. *Földművelésügyi és vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest*, pp. 38–45.

Internetes források

- Központi Statisztikai Hivatal 2018: Magyarország állandó lakosságának száma az év első napján (2018. január 1.) XLS táblázat. [Nyilvantarto.hu](http://nyilvantarto.hu). Letöltve: 2023. 06. 21. forrás: <http://nepesseg.com/fejer/szekesfehervar#1>
- Székesfehérvár MJV Önkorm. 2011a: C-0-0: Megoldódik az esővíz elvezetése az Öreghegy Budai út felőli részén és a Kőfémen is. Letöltve: 2022. 11. 06. forrás: <https://www.szekesfehervar.hu/c-0-0-megoldodik-az-esviz-elvezetese-az-oreghegy-budai-ut-felli-reszen-es-a-kofemen-is>
- Székesfehérvár MJV Önkorm. 2011b: Felgyorsulnak a csatornázási munkák: 72 kilométernyi vezeték már megépült. Letöltve: 2022. 11. 06. forrás: <https://www.szekesfehervar.hu/felgyorsulnak-a-csatornazasi-munkak-72-kilometernyi-vezetek-mar-megepult>
- Székesfehérvár MJV Önkorm. 2012a: 400 millió forint a mártírok útjára: Csatornázás után indul a felújítás. Letöltve: 2022. 11. 06. forrás: <https://www.szekesfehervar.hu/400-millio-forint-a-martirok-utjara-csatornazas-utan-indul-a-felujitas>
- Székesfehérvár MJV Önkorm. 2012b: Két éven belül megépülhet a Székesfehérvárt elkerülő út befejező szakasza. Letöltve: 2022. 11. 06. forrás: <https://www.szekesfehervar.hu/ket-even-belul-megepulhet-a-szekesfehervart-elkerul-ut-befejez-szakasza>
- Székesfehérvár MJV Önkorm. 2013: Kibővült a Saára Gyula program: Ötven utcát érint útfelújítás Letöltve: 2022. 11. 06. forrás: <https://www.szekesfehervar.hu/kibvult-a-saara-gyula-program-otven-utcat-erint-utfelujitas>
- Székesfehérvár MJV Önkorm. 2014: Átadták a Regionális Atlétikai Központot a Bregyóban. Letöltve: 2022. 11. 06. forrás: <https://www.szekesfehervar.hu/atadtak-a-regionalis-atletikai-kozpontot-a-bregyoban>
- Székesfehérvár MJV Önkorm. 2016: Csatornafejlesztés és új átkötő-út palotavárosban. Letöltve: 2022. 11. 06. forrás: <https://www.szekesfehervar.hu/csatornafejlesztes-es-uj-atkot-ut-palotavarosban>
- Székesfehérvár MJV Önkorm. 2017a: Megújuló csapadékvíz-elvezető rendszer a felsővárosban. Letöltve: 2022. 11. 06. forrás: <https://www.szekesfehervar.hu/megujulo-csapadekviz-elvezeto-rendszer-a-felsovarosban>
- Székesfehérvár MJV Önkorm. 2017b: Mederkotrás és tájépítés a Sóstón: Az embert és a természetet is szolgálja a rehabilitáció. Letöltve: 2022. 11. 06. forrás: <https://www.szekesfehervar.hu/mederkotras-es-tajepites-a-soston-az-embert-es-a-termeszetet-is-szolgajja-a-rehabilitacio>
- NRCS (Natural Resources Conservation Service). 2022: Soil Texture Calculator. Letöltve: 2022. 11. 06. forrás: <https://www.nrcs.usda.gov/resources/education-and-teaching-materials/soil-texture-calculator>

The soil transforming effect of Székesfehérvár over seven years

M. KATONA¹, P. VÉGH¹, A. BIDLÓ², A. HORVÁTH²

¹University of Sopron, Roth Gyula Doctorate School of Forestry and Wildlife Management Sciences, 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.; e-mail: katona97@gmail.com, vegh.peter@phd.uni-sopron.hu

²University of Sopron, Institute of Environment and Nature Conservation, 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.; e-mail: bidlo.andras@uni-sopron.hu, horvath.adrienn@uni-sopron.hu

Keywords: urban soil, impact of human pollution, Székesfehérvár, soil monitoring, GIS

Abstract: In addition to industrial production, our living environment has the most significant impact on the condition of soils. The concept of urban and anthropogenic soils has occupied the scientific world for decades, and is now treated as an independent soil category. However, it is not enough to describe the processes that shape anthropogenic soils, they must also be monitored regularly. In the human environment changes occur much faster, and these soils can show a radically different picture even in a matter of years. The University of Sopron was the first to deal with urban soils in Western Hungary, and within the framework of this research, a study covering the entire area of Székesfehérvár was completed between March and June 2011, during which we got an idea of the state of the city's soils. In July 2018, we sampled the soils at designated monitoring points again and evaluated them based on their basic properties. We primarily examined their pH with potassium chloride and water, their carbonated lime content and their physical properties. By comparing with the results of seven years earlier and taking into account the changes of the city during this time, we attempted to estimate the change of the properties over time. For the evaluations, we were able to determine the spatial pattern of the soil properties with GIS programs (Google maps, QGIS), and we made it more precise by recording and representing the developments to estimate the changes. Even in such a short period of time, the city was able to significantly reshape the soil conditions in the most active zones. Over the course of seven years, we could observe changes mainly in the physical characteristics of the city's soil. We have experienced a shift towards soils with a higher sand content, which can be a positive change in the city from the point of view of managing the effects of excess water, but can also cause difficulties during periods of increased drought.

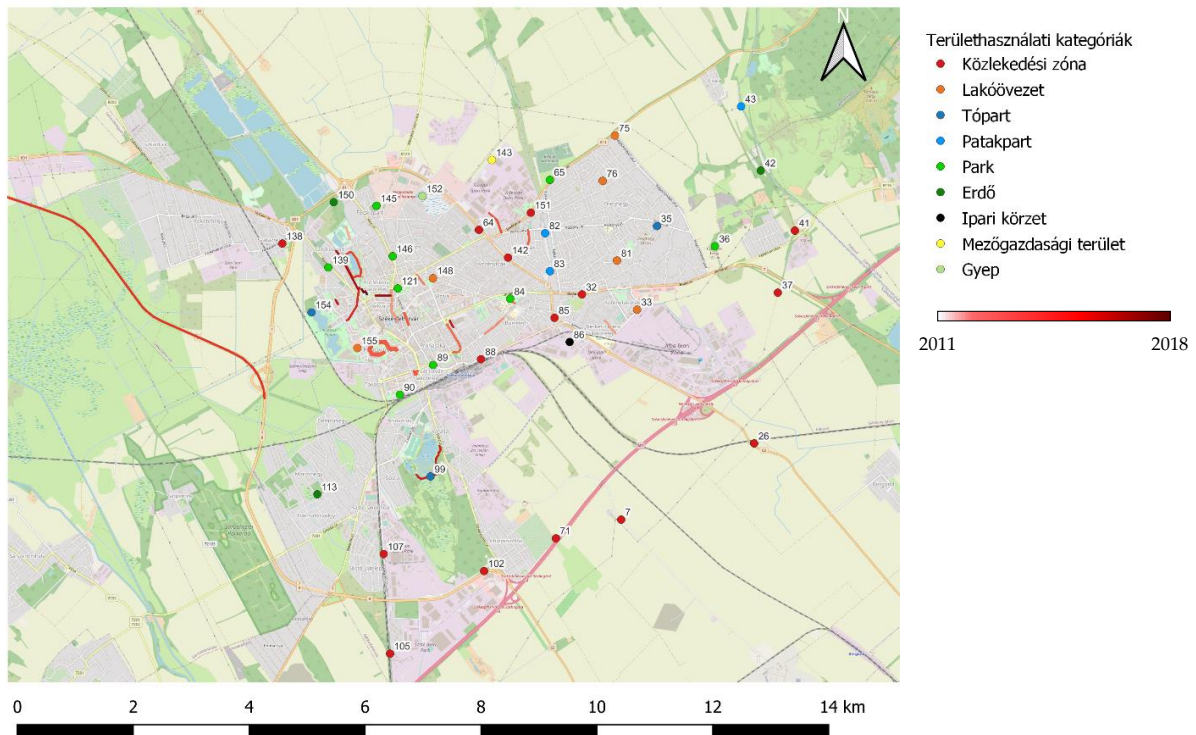
*A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*



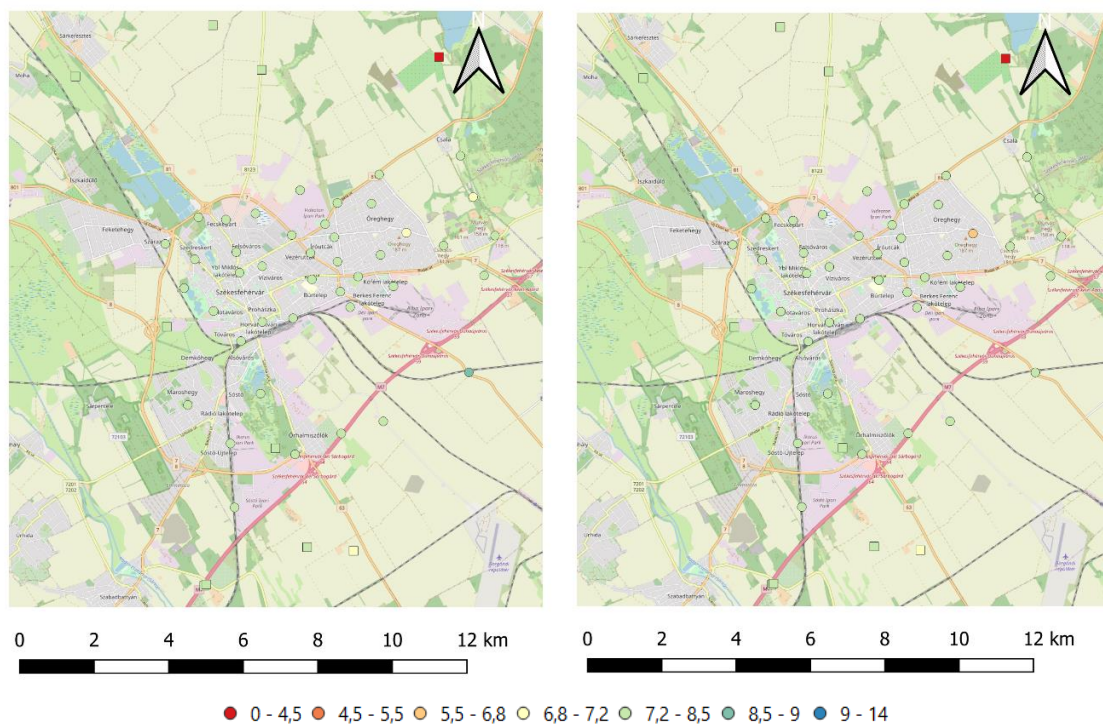
1a. Melléklet Székesfehérvár fejlesztései (2011–2018) és a monitoringpontok elsődleges területhasználati kategóriája

Appendix 1a Developments of Székesfehérvár (2011–2018) and the primary land use category of the monitoring points



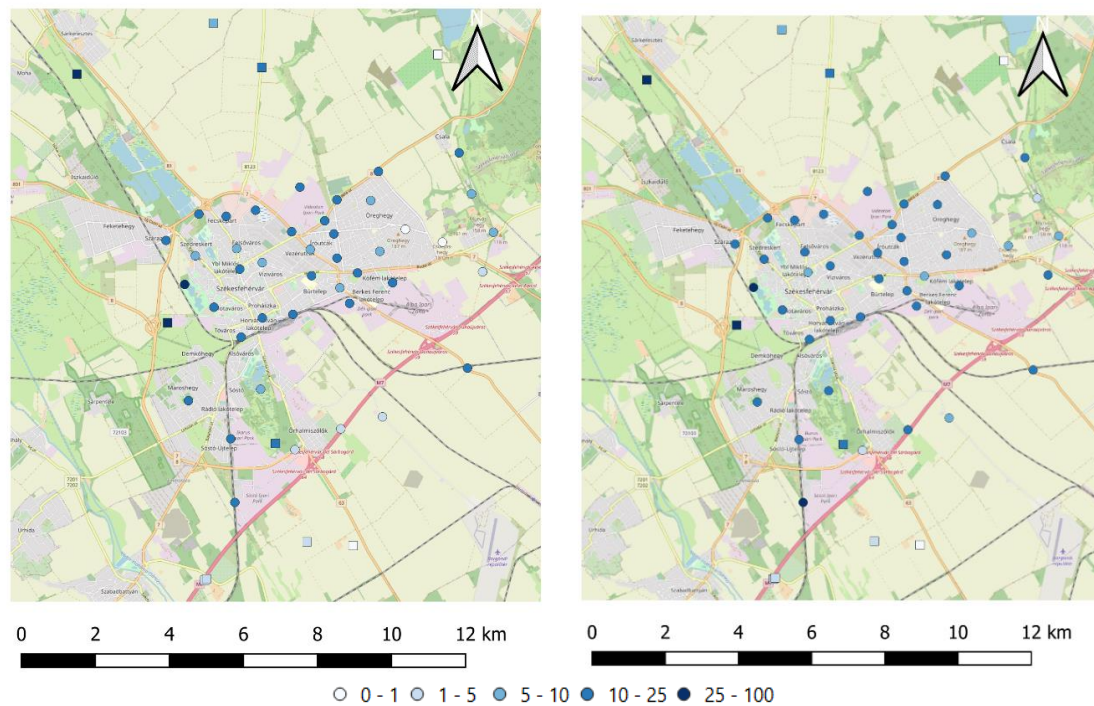
1b. Melléklet A kémhatás változása a 2011-es (bal) és 2018-as (jobb) eredmények között. A határértékek Stefanovits (1992) ajánlásai alapján kerültek meghatározásra

Appendix 1b The change in soil pH between the 2011 (left) and 2018 (right) results. The reference values were determined based on the recommendations of Stefanovits (1992)



1c. Melléklet A mésztartalom változása a 2011-es (bal) és 2018-as (jobb) eredmények között. A határértékek a TIM rendszer (Várallyay 2010) ajánlásai alapján kerültek meghatározásra (0-1%-5%-10%-25%-100%)

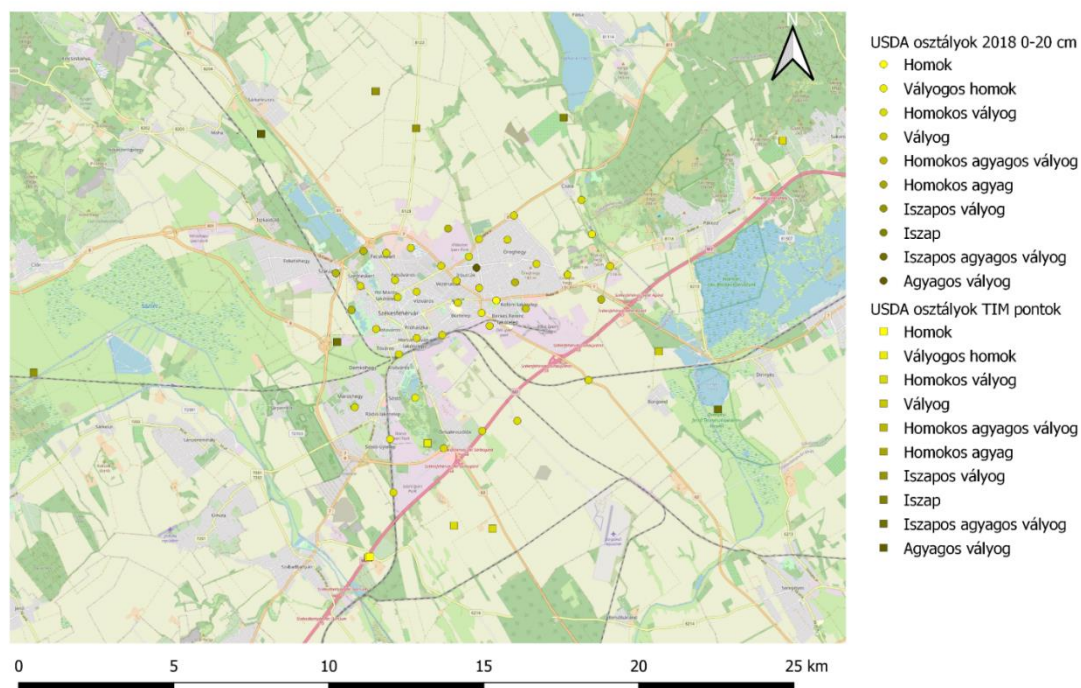
Appendix 1c The change in lime content between the 2011 (left) and 2018 (right) results. The reference values were determined based on the recommendations of the TIM system (Várallyay 2010). (0-1%-5%-10%-25%-100%)



1d. Melléklet Székesfehérvár és környezetének fizikai talajfésése a 2018-as mérési eredmények és a TIM-pontok (Várallyay 2010) alapján

Az osztályok a hivatalos USDA-osztályozás alapján kerültek meghatározásra.

Appendix 1d The physical soil type of Székesfehérvár and its surroundings based on the 2018 measurement results and TIM points (Várallyay 2010). Classes were determined based on the official USDA classification



2. melléklet Leíró statisztika: Székesfehérvárnak és talajállapotának változásai a vizsgált időszakban
Appendix 2. Descriptive statistics: Changes in Székesfehérvár and its soil condition during the examined period

2011 0-10 cm						
	Átlag	Medián	Minimum	Maximum	Szórás	Standard hiba
pH (H ₂ O)	7,85500	7,80000	6,600000	8,50000	0,317500	0,048991
pH (KCl)	7,40476	7,40000	6,100000	7,90000	0,292135	0,045077
CaCO ₃	15,76024	15,10992	3,005629	28,14424	7,142797	1,102158
Agyag	15,52381	15,00000	5,00000	31,00000	5,94379	0,917147
Iszap	16,80952	14,00000	6,00000	40,00000	8,41670	1,298725
Finom homok	44,57738	46,62500	21,65000	58,70000	8,78823	1,356054
Durva homok	23,08929	22,57500	1,85000	63,35000	15,29150	2,359529
Váz	1,30952	0,00000	0,000000	10,00000	3,135074	0,483752
2011 10-20 cm						
	Átlag	Medián	Minimum	Maximum	Szórás	Standard hiba
pH (H ₂ O)	7,99048	8,00000	7,100000	8,70000	0,296984	0,045826
pH (KCl)	7,52857	7,50000	6,500000	8,00000	0,285662	0,044079
CaCO ₃	16,85317	17,10792	3,431704	32,77700	6,768036	1,044331
Agyag	14,95238	13,00000	3,00000	27,00000	5,69960	0,879468
Iszap	17,23810	17,00000	4,00000	56,00000	10,24531	1,580885
Finom homok	43,18571	45,27500	16,20000	58,95000	10,01285	1,545017
Durva homok	24,62381	26,60000	1,60000	59,95000	16,38995	2,529024
Váz	1,30952	0,00000	0,000000	10,00000	3,135074	0,483752
2018 0-10 cm						
	Átlag	Medián	Minimum	Maximum	Szórás	Standard hiba
pH (H ₂ O)	7,77619	7,80000	5,800000	8,40000	0,391874	0,060468
pH (KCl)	7,31905	7,40000	5,000000	7,90000	0,400754	0,061838
CaCO ₃	13,01871	13,64791	0,000000	29,82509	6,280768	0,969143
Agyag	16,00000	16,00000	3,00000	27,00000	6,97382	1,076084
Iszap	18,19048	18,00000	4,00000	36,00000	8,33224	1,285693
Finom homok	46,42143	46,75000	29,20000	65,10000	7,80903	1,204960
Durva homok	19,38810	17,72500	2,00000	47,80000	12,43221	1,918332
Váz	2,52381	0,00000	0,000000	45,00000	8,261690	1,274806
2018 10-20 cm						
	Átlag	Medián	Minimum	Maximum	Szórás	Standard hiba
pH (H ₂ O)	7,86667	7,95000	6,200000	8,40000	0,376548	0,058103
pH (KCl)	7,37857	7,40000	5,400000	7,80000	0,370587	0,057183
CaCO ₃	13,52302	13,82704	0,000000	34,37823	7,280302	1,123375
Agyag	13,57143	13,00000	5,00000	29,00000	5,91461	0,912644
Iszap	19,09524	18,00000	6,00000	36,00000	9,54785	1,473265
Finom homok	44,41190	46,42500	12,30000	60,50000	10,09778	1,558121
Durva homok	22,92143	22,62500	1,50000	62,70000	15,29996	2,360835
Váz	6,21429	0,00000	0,000000	61,00000	13,981758	2,157432

A tájkarakter és a tájváltozás összefüggése Sopron környéki és Fertő menti tájakon

KONKOLY-GYURÓ ÉVA¹, BALÁZS PÁL²

¹Soproni Egyetem, Benedek Elek Pedagógiai Kar, Társadalom, Szociális és Kommunikációtudományok Intézete, 9400 Sopron, Ferenczy János u. 5.;
email: konkoly-gyuro.eva@uni-sopron.hu

²Soproni Egyetem, Környezet- és Természetvédelmi Intézet, 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.;
email: balazs.pal@uni-sopron.hu

Kulcsszavak: tájkarakter, tájtörténet, felszínborítás változás, Európa Tanács Táj Egyezménye

Összefoglalás: A táj változási dinamikájának elemzése a tájkutatás egyik alapvető témaköre. A tájtörténeti vizsgálatok jellemzően közigazgatási határok által meghatározott területegységekre vonatkoznak a statisztikai adatok elérhetősége és a tervezési területek miatt. Ugyanakkor a közigazgatási határokon belül, több esetben akár egy-egy nagyhatárú település esetében is, több jellegzetesen eltérő karakterű téregység található, amelyeknél a változási folyamatok igen eltérő irányúak lehetnek. Hipotézisünk szerint a közigazgatási határos mintaterületek egészére elvégzett változáselemzések nem tükrözik azon speciális átalakulásokat, amelyek a tájkarakter területekhez köthetők. A hegyvidéki, a hegylábi és a síksági, a dinamikus fejlődő és a periférikus területek felszínborítás átalakulási tendenciái jellemzően ellentétesek. A változások tényleges mértéke és súlya nem mutatható ki a vizsgálati területek eltérő adottságú tájrészleteinek összesített statisztikáiban, s még a térképek is pusztán hozzávetőleges információval szolgálnak. Vizsgálataink igazolták, hogy a tájkarakter elemzés alapján lehatárolt területegységekre vonatkoztatott felszínborítás változáselemzések jellegzetes folyamatokat és a tervezés számára lényegesen pontosabb, differenciált eredményeket szolgáltatnak, amit cikkünkben esettanulmány formájában mutatunk be.

Bevezetés

A táj jelen karaktere, illetve állapota dinamikus változik, a múltban zajlott és a jelenben is tartó folyamatok eredményeként. A táj kutatása során egy-egy időpont, időszak láttelejét készítjük el, vagy valamely változást tárunk fel. A tájkarakter leírás adott időmetszetet tár elénk, a tájtörténet pedig azt az átalakulást mutatja be, ami ennek létrejöttéhez vezetett. Tanulmányunk igazolja a tájkarakter és a tájalakulás összefüggését és azt a tényt, hogy az egyes tájkarakter egységekben egymástól jellegzetesen eltérő változási tendenciák figyelhetők meg. A tájalakulás vizsgálati területe így jelentősen befolyásolja a kapott eredményeket. A közigazgatási határon belül eltérő karakterű tájak, tájrészletek találhatóak, amelyekben sok esetben ellentétes irányú átalakulások zajlanak. Összegzésük erősen torzíthatja az eredményeket, ami téves következtetésekhez vezet. Amikor a tájvizsgálat konkrét tervezési alapul szolgál és a jövőnket érintő döntéseket befolyásolja, akkor igen lényeges a valós, reális értékelés, ami pedig a tájkarakter téregységeken és nem a közigazgatási határokon alapul.

A tájkarakter jelentőségét az Európa Tanács Táj Egyezménye (Európa Tanács 2000) állította reflektorfénybe, amelynek nyomán a kontinens számos országában születtek országos és regionális, illetve kistáj léptékű tájkarakter elemzések és karakter alapú tájbeosztások. A 2000-s évek elején az ELCAI projektben megjelent kiadvány ismertette számos európai példa áttekintése nyomán a tájkarakter vizsgálatokat (Wascher 2005), majd könyveket, illetve fejezeteket szenteltek a módszertan bemutatásának (Antrop és van Eetvelde 2018; Fairclough et al. 2018). Emellett az elmúlt években tudományos cikkek adtak összefoglaló áttekintést a tájkarakter elemzés számos példájáról (Raymond et al. 2015; Simensen et al. 2018).

Hazánkban a „Közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU Biológiai Sokféleség Stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok” címmel, 2016-2021 között, átfogó, országos kutatási projekt zajlott a Földművelésügyi Minisztérium (ma Agrárminisztérium) vezetésével. A kutatás a Nemzeti ökoszisztémaszolgáltatás-térképezés és -értékelés (Kovács-Hostyánszki et al. 2019) mellett a tájkarakter-alapú tájtipizálási rendszer hazai megalapozását szolgáló módszertani kutatást is magában foglalta. Ennek keretében országos és több mintaterületi esettanulmány is készült (URL1). A kutatás egyik mintaterülete a Soproni hegyvidék és medence, valamint a Fertő táj, amely térségre számos, a tájtörténet gerincét képező korábbi felszínborítás változás vizsgálat készült (Konkoly-Gyuró et al. 2014; Balázs et al. 2016; Konkoly-Gyuró és Balázs 2021). Ezen eredményeket a lehatárolt tájkarakter területekre vonatkoztatottan tovább elemezve láthatóvá vált, hogy a térség egészére jellemző, statisztikailag kimutatható eredmények lényegesen eltérnek az egyes tájkarakter területeken tapasztalható tendenciákról.

Anyag és módszer

A mintaterület Magyarország északnyugati térségében helyezkedik el Győr-Moson-Sopron megyében. Kiterjedése 423 km² és összesen 13 települést fed le, amelyekből Sopron és Fertőd város, a többi település községként nyilvántartott (1. ábra).

Földrajzilag a mintaterület az Alpokalja és a Kisalföld, a 2018-ban kiadott Nemzeti Atlasz (Csorba et al in Kocsis szerk. 2018) tájbeosztása szerint pedig a Keleti Alpok és a Duna-Morva-Rába medence határán fekszik, döntő többsége utóbbihoz tartozik.

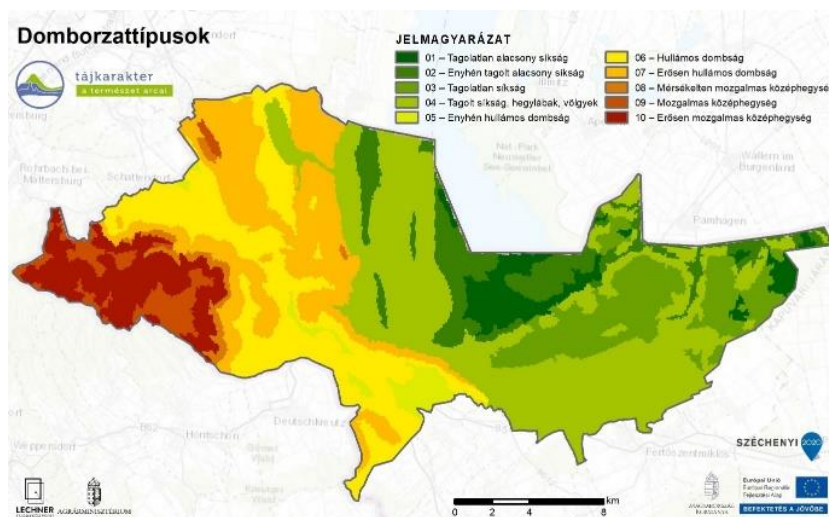
A kristályos Soproni-hegység a Keleti-Központi Alpok legkeletibb nyúlványa, középső része szilikátos kőzet. A legmagasabb pontja közel 600 méteres, amely nagy tereplépcsőkkel ereszkedik alá Sopron városáig, mintegy 200 méter tengerszint feletti magasságig. A Soproni-medence a Lőverek és a Fertő-melléki dombság (ma Balf-Rusztai dombsor) között észak-dél irányban húzódik és az Ikva síkságban folytatódik kelet felé. A dombsor és a síkság tereplépcsői a Fertő medencéig ereszkednek le, amely a Hansággal összefüggő alacsony síkság. Az Ikva sík fokozatosan lejtve a dombsor ellaposodása után Fertőszéplaktól keletre simul össze a Fertő-Hanság medenceperemi területével. A területen előforduló domborzattípusokat a 2. ábra mutatja.

A mintaterület éghajlatilag átmeneti zónában, a szubalpin, a szubmediterrán és a kontinentális klíma határán található. Ez a jelentős éghajlati diverzitás a domborzat változatosságával együtt jelentős élőhely- és tájdiverzitást hoz létre. Ezen a vidéken található a Pannon és az Alpok biorégió. A biogeográfiai határhelyzetből és a domborzat változatosságából, valamint a sokrétű védettségből adódóan a természetes élőhelyek jelentős diverzitása figyelhető meg a területen a montán bükkösöktől az alacsony síkságok vizes élőhelyein át a száraz, szikes sztyeppi vegetációig. A NÖSZTÉP projekt keretében készült ökoszisztéma szolgáltatások alaptérképe jól mutatja ezt a változatosságot. A 20x20,-s rasztercellákból álló térkép 56 élőhelytípust rögzít az országban és ebből a mintaterületen 51 megtalálható.



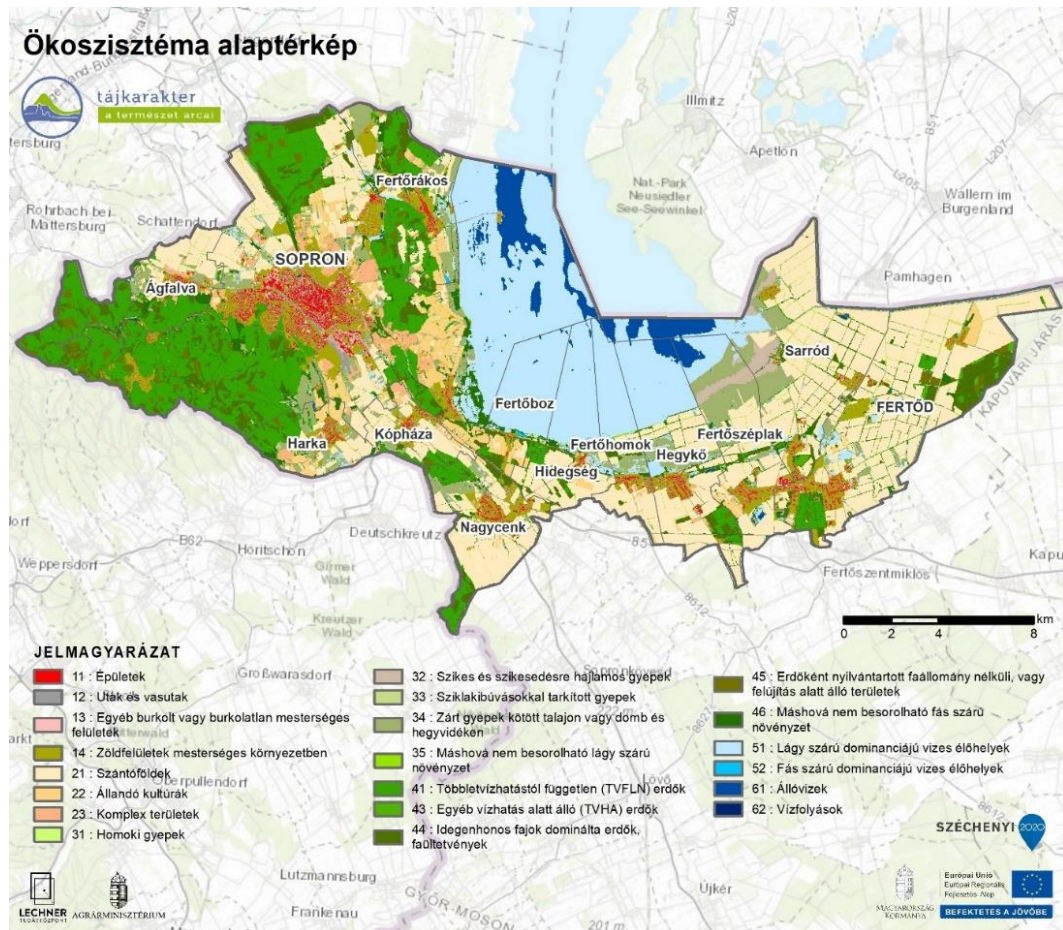
1. ábra A Sopron-Fertő mintaterület határa és települései

Figure 1. Boundaries and settlements of the Sopron-Fertő research area



2. ábra Domborzattípusok a mintaterületen (Forrás: LTK)

Figure 2. Elevation types of the research area



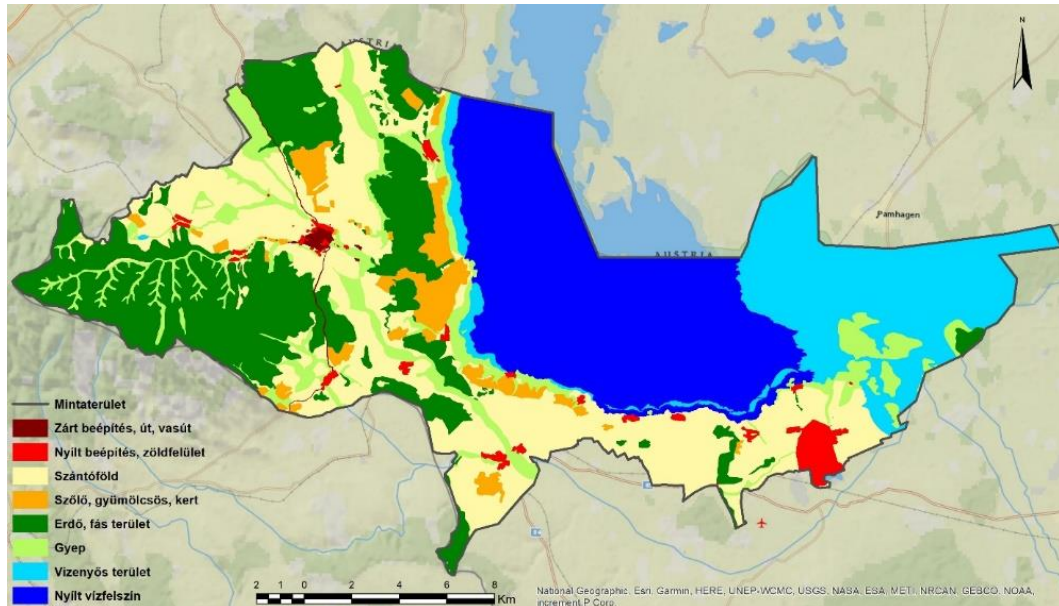
3. ábra Élőhelyek a NÖSZTÉP alaptérképen (Agrárminisztérium 2019)
 Figure 3. Habitats on the NÖSZTÉP basemap (Agrárminisztérium 2019)

A területen az elmúlt évtizedekben a népesség folyamatos növekedése figyelhető meg, ami belső, országon belüli bevándorlásból ered és elsősorban Sopron városában és közvetlen környékén mutatkozik. A betelepülő népesség jelentős része napi ausztriai ingázó, akik a határ menti osztrák településeken vállalnak munkát. Ez a hatás a mintaterület keleti oldalán már kevésbé érzékelhető. Fertődön és Sarródon 2000 óta kismértékű lélekszám-csökkenés tapasztalható.

Vizsgálatunk módszere lényegében két térképi adatbázis együttes felhasználásával készült tájváltozás elemzés. Az első adatbázis a felszínborítás változást mutatja a 18. század végétől napjainkig több időmetszetben, a másik pedig a lehatárolt tájkarakter területek térképe. A felszínborítás átalakulást mutató térképsorozat előállításának módszertanát és eredményeit már korábbi részletes tanulmányokban bemutattuk, (Konkoly-Gyuró et al. 2011, 2017), így ezeket csak vázlatosan ismertetjük.

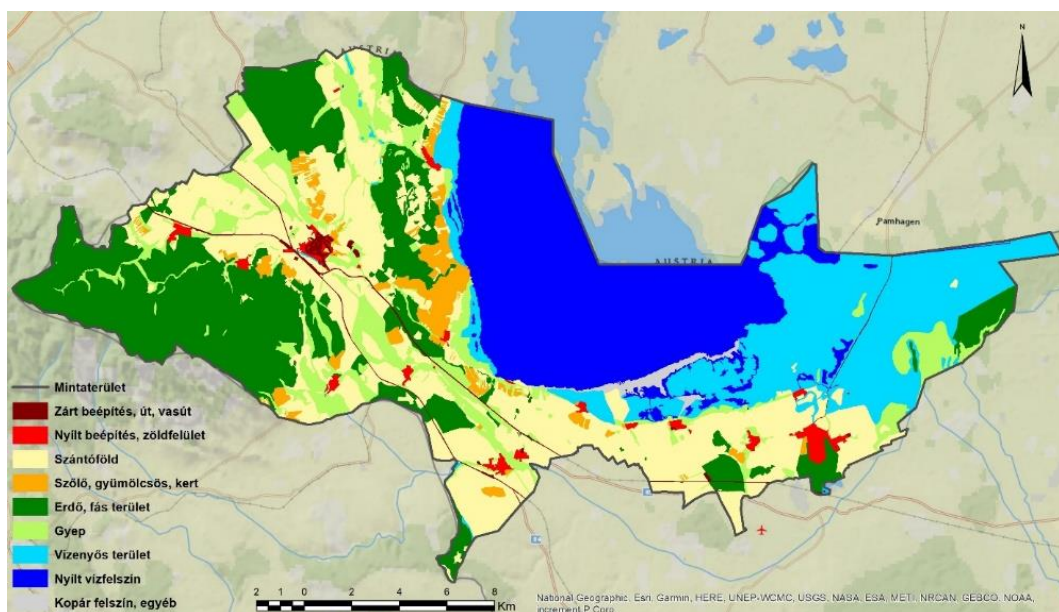
A felszínborítás-változás elemzését öt időmetszetben végeztük el, amelyhez a katonai felmérések térképszelvényeit, valamint a jelenkori térképeket használtuk. A történeti térképek digitalizált állományai adták az első három időszakot: I. Katonai felmérés, 1:28800 (1784); II. Katonai felmérés, 1:28800 (1840-47); III. Katonai felmérés, 1:25000 (1872-80). A jelenkori összehasonlításra pedig a CORINE felszínborítás térképek két

időmetszetben (1990, 2018) rendelkezésre álló állományai adtak lehetőséget. A felszínborítás változás elemzésénél 9 kategóriát vettünk figyelembe: 1) Zárt beépítés, út, vasút; 2) Nyílt beépítés, települési zöldfelület; 3) Szántó; 4) Szőlő, gyümölcsös, kert; 5) Erdő, fás terület; 6) Gyep; 7) Vizes terület; 8) Nyílt vízfelszín. Az öt időmetszet térképeit a következő ábrák mutatják. A digitális térképek alapján átalakulási mátrixokat készítettünk, amelyek pontosan mutatják a felszínborítás konverziókat.



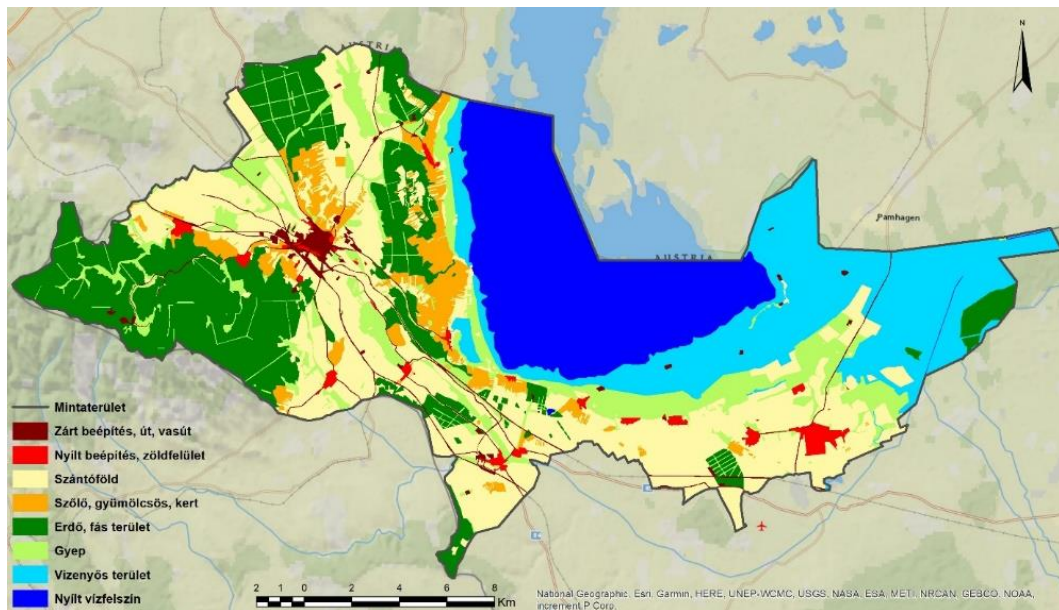
4. ábra A Sopron-Fertő mintaterület felszínborítása az Első katonai felmérés alapján (1784-1785) (Arcanum 2004)

Figure 4. Land cover of the Sopron-Fertő research area based on the First Military Survey (1784-1785) (Arcanum 2004)



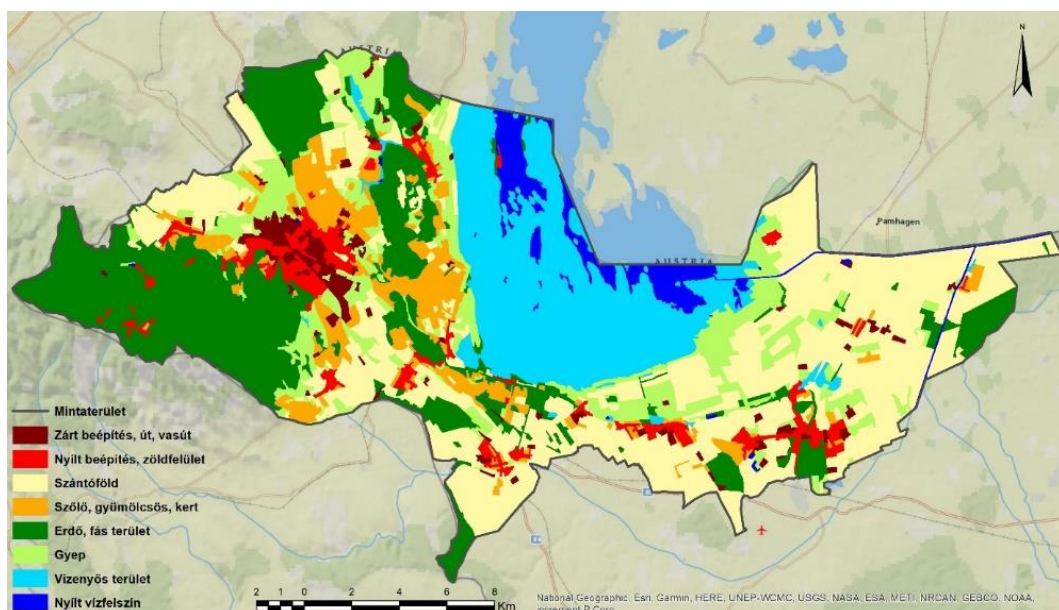
5. ábra A Sopron-Fertő mintaterület felszínborítása a Második katonai felmérés alapján (1845-1846) (Arcanum 2005)

Figure 5. Land cover of the Sopron-Fertő research area based on the Second Military Survey (1845-1785) (Arcanum 2005)



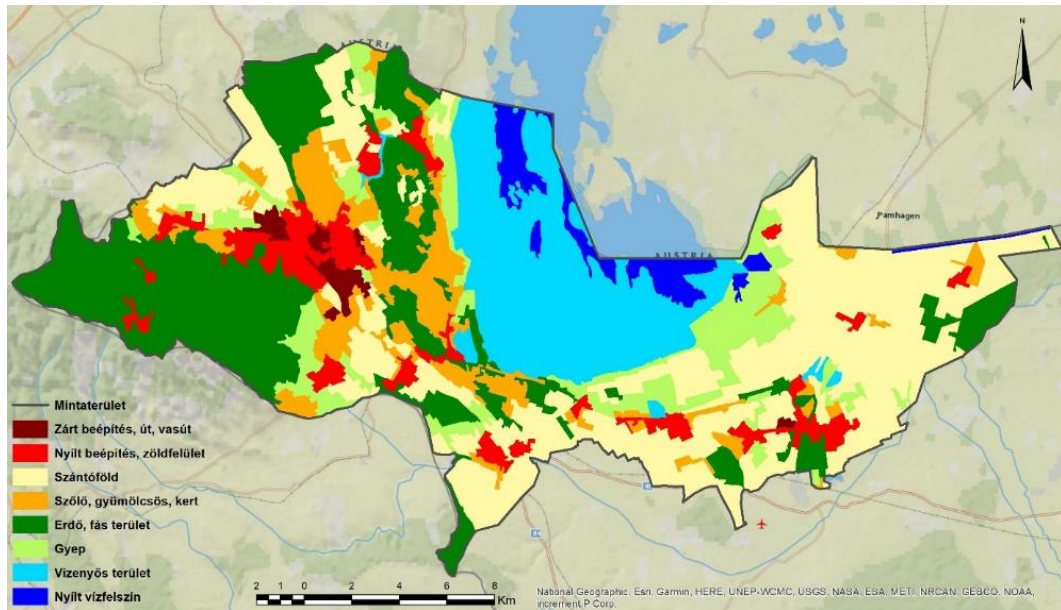
6. ábra A Sopron-Fertő mintaterület felszínborítása a Harmadik katonai felmérés alapján (1872-1880) (Arcanum 2007)

Figure 6. Land cover of the Sopron-Fertő research area based on the Third Military Survey (1784-1785) (Arcanum 2007)

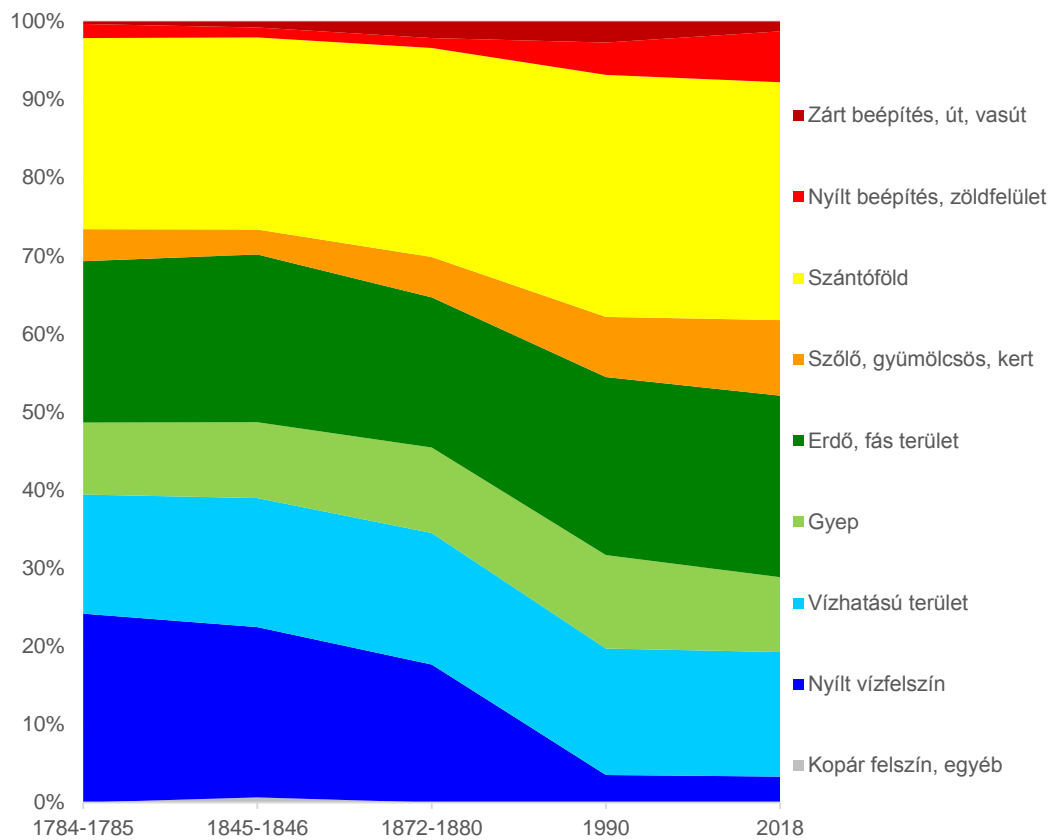


7. ábra A Sopron-Fertő mintaterület felszínborítása a CORINE 1:50 000-es felszínborítási adatbázis alapján (CLC 1990)

Figure 7. Land cover of the Sopron-Fertő research area based on the CORINE 1:50 000 land cover database (CLC 1990)



8. ábra A Sopron-Fertő mintaterület felszínborítása CORINE 1:100000-es adatbázis alapján (CLC 2018)
 Figure 8. Land cover of the Sopron-Fertő research area based on the CORINE 1:100 000 land cover database (CLC 2018)



9. ábra A Sopron-Fertő mintaterület felszínborítása (1784-2018)
 Figure 9. Land cover of the Sopron-Fertő research area (1784-2018)

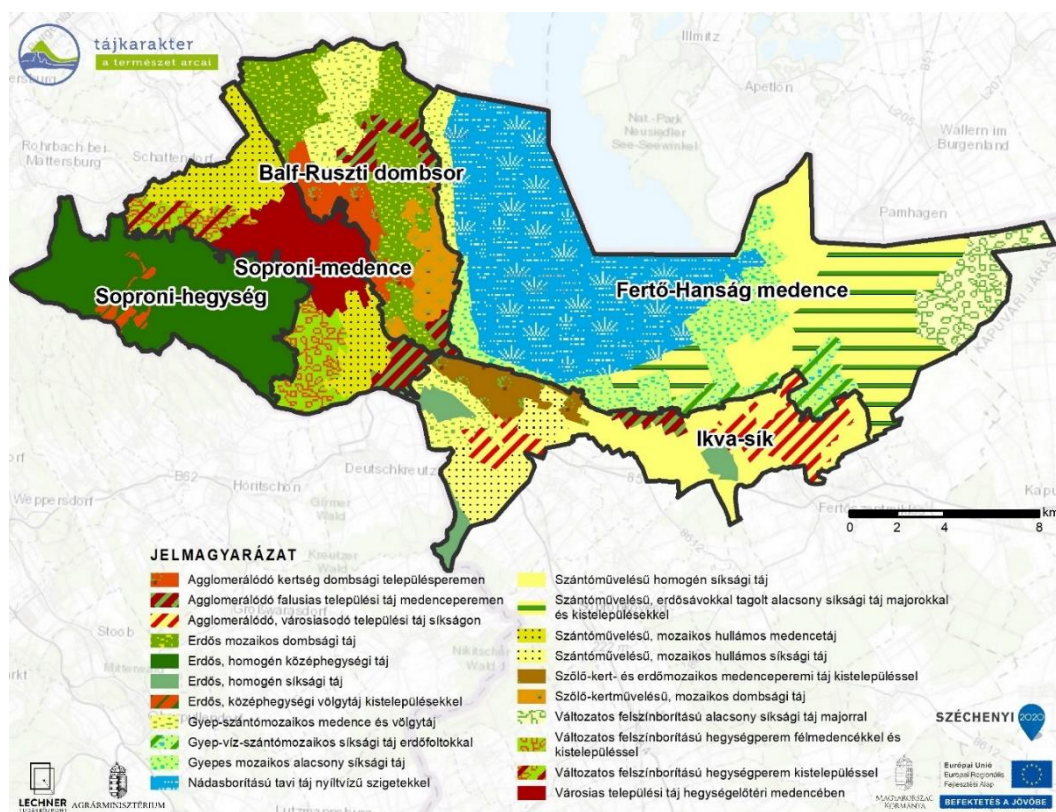
1. táblázat Felszínborítás átalakulások a 19. század végétől a 20. század végéig terjedő időszakban a harmadik katonai felmérés digitalizált történeti térképe és a CLC 1990-s állományai alapján.

Table 1. Land cover transformations between the 19th and 20th centuries

3k-clc50 (%)	Zárt beépítés, út, vasút		Nyílt beépítés, zöldfelület		Szántóföld		Szőlő, gyümölcsös, kert		Erdő, fás terület		Gyep		Vízhatású terület		Nyílt vízfelszín		Kopár felszín, egyéb		3k
	0.5	25.8	0.5	21.6	0.4	21.1	0.2	8.1	0.2	11.3	0.3	11.9	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	
Zárt beépítés, út, vasút	0.5	25.8	0.5	21.6	0.4	21.1	0.2	8.1	0.2	11.3	0.3	11.9	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1
Nyílt beépítés, zöldfelület	0.1	7.7	0.8	64.4	0.0	3.1	0.2	11.6	0.1	11.4	0.0	1.4	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3
Szántóföld	1.5	5.5	1.7	6.3	15.1	56.6	3.3	12.2	1.3	4.8	3.7	13.9	0.2	0.6	0.0	0.2	0.0	0.0	26.7
Szőlő, gyümölcsös, kert	0.1	2.7	0.5	10.6	0.6	12.5	2.9	55.9	0.4	7.4	0.6	10.7	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	5.2
Erdő, fás terület	0.1	0.3	0.2	0.8	0.4	2.2	0.4	1.9	18.0	93.7	0.2	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.2
Gyep	0.3	2.4	0.4	3.3	3.2	29.3	0.6	5.8	2.1	19.5	3.8	34.4	0.6	5.0	0.0	0.3	0.0	0.0	10.9
Vízhatású terület	0.1	0.7	0.1	0.6	11.1	65.8	0.2	1.4	0.5	3.2	2.7	16.2	1.7	10.2	0.3	1.9	0.0	0.0	16.9
Nyílt vízfelszín	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.5	0.7	3.7	13.8	77.9	3.1	17.6	0.0	0.0	17.7
Kopár felszín, egyéb	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CLC50	2.7		4.2		31.0		7.7		22.8		11.9		16.2		3.5		0.0		100

Az 1. táblázatban az oszlopok első száma a sorban megjelölt felszínborítás kategóriának az oszlopban szereplő kategóriájává alakulását mutatja az összterület %-os arányában, a második oszlop pedig a saját kategória összterületének százalékarányában

A mintaterület tájkarakter egységeinek lehatárolásánál az országos elemzés pontosítása történt (Konkoly-Gyuró 2020a, 2020b, Konkoly-Gyuró et al. 2021a). A tájkarakter alapvetően mintázatok, a táj jellemző tulajdonságainak sajátos kombinációjából adódó egyediséget veszi számba. Miként a földrajzi tájak esetében, itt is elkülönítünk generikus típusokat és egyedi tájkarakter területeket (Swanwick et al 2000). A karakter esetében a lehatárolás alapja két komplex jellemző, a domborzat és a felszínborítás mintázat volt. A mintaterületeken a térinformatikai módszerekkel lehatárolt országos az országos tájkarakter típusok helyben előforduló altípusait és ezek mintázata alapján a kistáj szintű tájkarakter területeket azonosítottuk (Konkoly-Gyuró 2021).



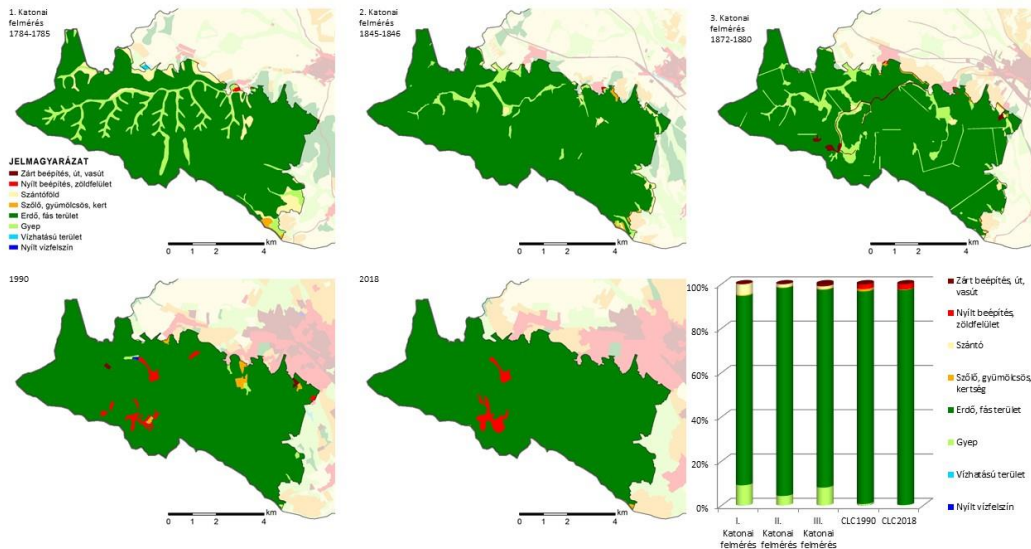
10. ábraA Sopron-Fertő mintaterület tájkarakter típusai és tájkarakter területei
 Figure 10. Landscape types and landscape character areas of the Sopron-Fertő research area

A következőkben a tájkarakter területek térképi adatbázisával átmetszettük a felszínborítás egyes időmetszeteiben készült térképeket és ezeket elemeztük statisztikai módszerekkel az egyes tájkarakter területekre vonatkozóan.

Eredmények

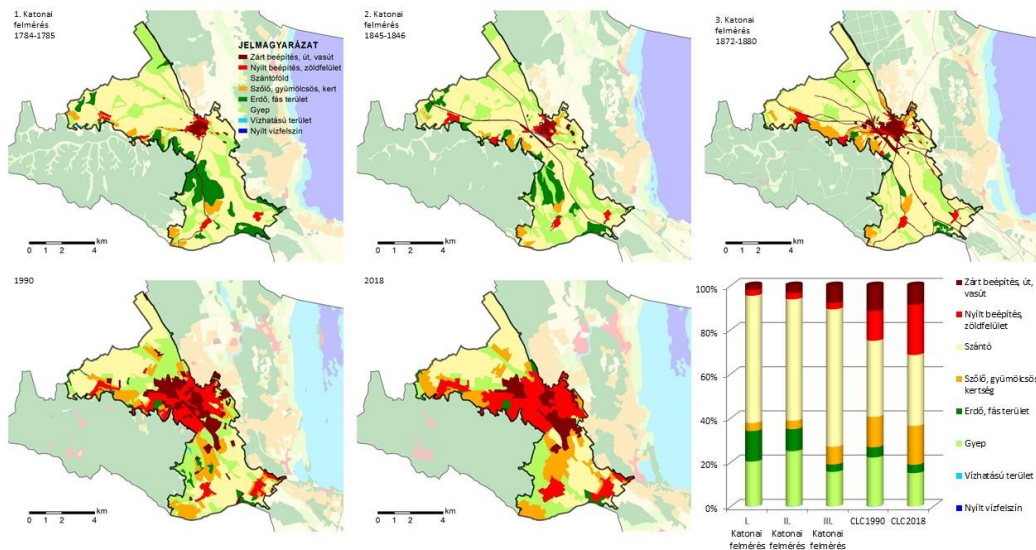
Az egyes tájkarakter területek változási tendenciái jól mutatják a jellegzetesen eltérő tendenciákat, amelyeket a következőkben ismertetünk.

A Soproni hegység tájkarakter területén a csekély változások a hegyvidék völgyeiben mutatkoznak, ahol a gyepek beerdülését és a településterület növekedését láthatjuk. A kis bányásztelepek a bányaművelés befejezése után részben üdülőteleppé, részben lakóterületté növekedtek. A lakóterület terjeszkedése a legutóbbi évtizedekben különösen észrevehető (11. ábra).



11. ábraA Soproni-hegység tájkarakter terület felszínborítás változása
Figure 11. Land cover changes of the Sopron mountains landscape character area

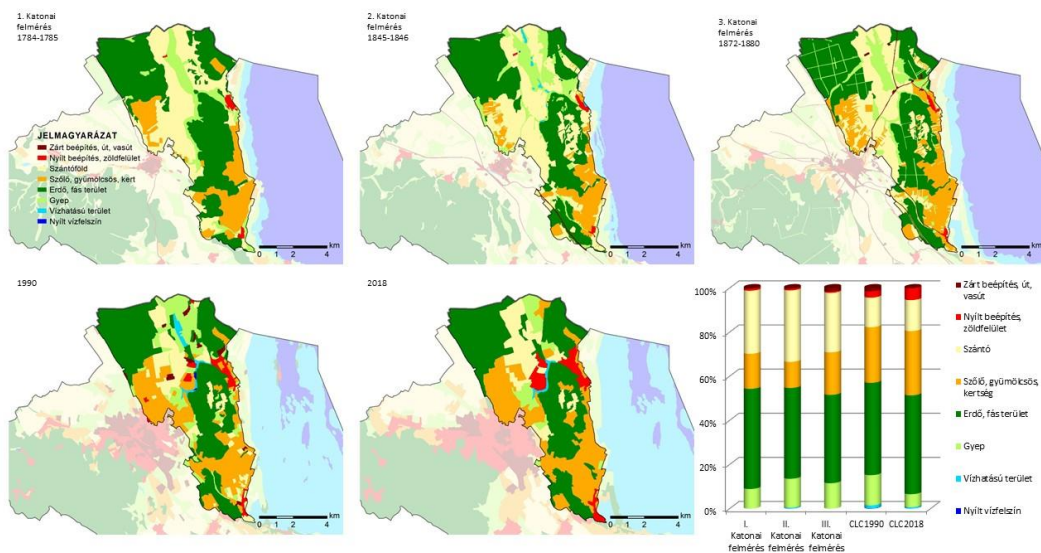
A Soproni-medence tájkarakter területen a városiasodás a legszembeötlőbb folyamat, amely döntően a szántók rovására történt. Emellett a szőlő- és kertterületek kiterjedése tapasztalható, amely a Harkai plató környéki, nagyrészt intenzív művelésű ültetvények létrehozásában mutatkozik, miközben a hegyláb hagyományos szőlőterületei megfogyatkoztak. Emellett az erdők is csaknem teljesen eltűntek a medencéből (12. ábra).



12. ábraA Soproni-medence tájkarakter terület felszínborítás változása
Figure 12. Land cover changes of the Sopron basin landscape character area

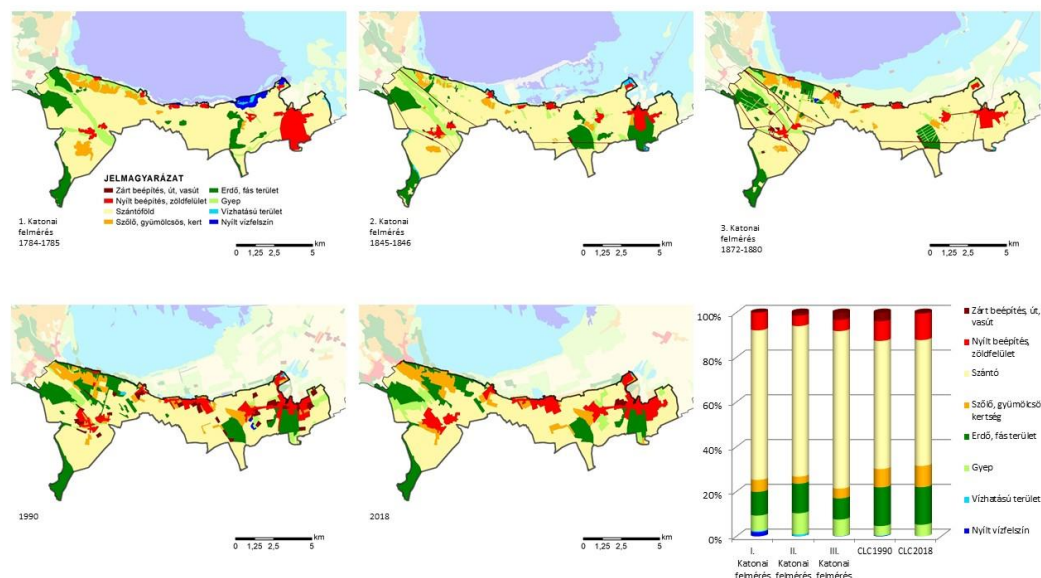
A Balf-Ruszti dombság tájkarakter területen a szőlő- és kertművelés területeinek növekedése figyelhető meg a szántók és a 20. században a gyepek rovására. Az erdőterület nagyrészt állandó, bár a Fertőrákos mellett magasodó Szárhalom

melegkedvelő tölgyeserdeiben több szántó és szőlőfolt mutatkozik egyes periódusokban. A domsoron a települések, Fertőrákos és Balf növekedése tapasztalható és ehhez járul, hogy a Sopron város határában a Virágvölgy összefüggő kertsége fokozatosan beépül, lakóterületté alakul (13. ábra).



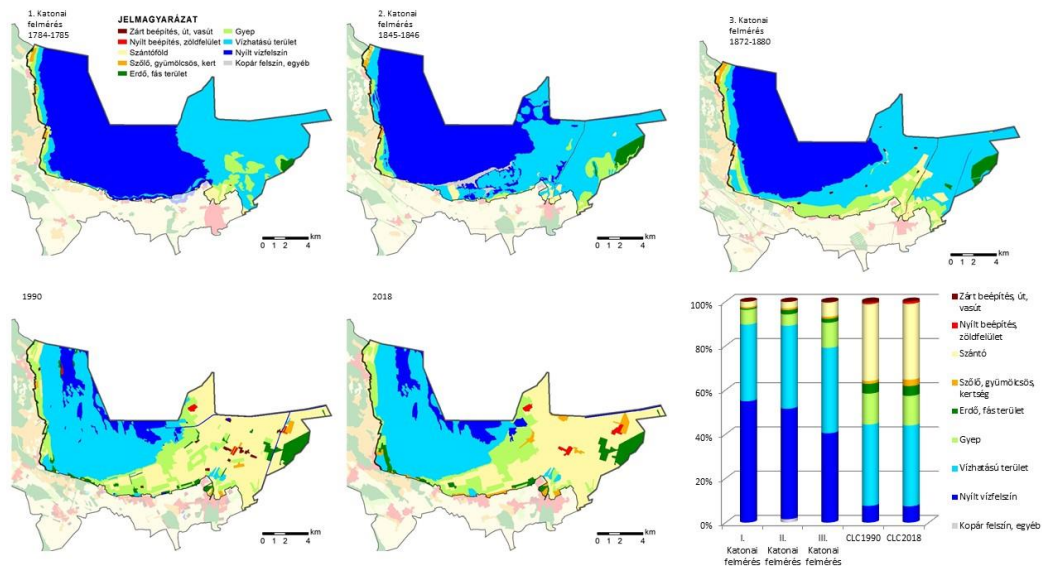
13. ábra A Balf-Ruszt dombság tájkarakter terület felszínborítás változása
 Figure 13. Land cover changes of the Balf-Rust hills landscape character area

Az Ikva-sík tájkarakter terület hullámos síkságán kismértékű felszínborítás változások mutatkoznak. A 19. században it is lényegében állandók az arányok, majd a 20 század során mutatkozó átalakulásokban a legjellemzőbb folyamat a települések terjeszkedése, a szőlők-és a kertek, valamint az erdők szerény növekedése a szántók rovására (14. ábra).



14. ábra Az Ikva sík tájkarakter terület felszínborítás változása
 Figure 14. Land cover changes of the Ikva plain landscape character area

Fertő-Hanság medence tájkarakter területen az egykoron összefüggő vízrendszert alkotó térségben a Hanság lecsapolása után lényegesen eltérő karakterű területek jöttek létre, a vízállapotok és a felszínborítás drasztikus megváltozása miatt. A Fertő-medencében a vízfelszínnek helyét nagyrészt nádasborítás vette át, míg a hansági vizes gyeppek helyét ma többnyire szántók és kisebb részben erdők foglalják el. Itt is lényeges a térképek vizsgálata a statisztikák mellett, hiszen az oszlopdiaagrammokon a vizes élőhelyek összességében nem csökkentek jelentősen, viszont immár nem a korábbi hansági térségben találhatók, hanem a Fertő tó korábbi nyílt vízfelszíneit foglalják el. (15. ábra). Ebben a térségben lényegében egy szárazodási folyamat zajlik, amelynek során a nyílt víz nádassá alakul, a korábbi vizes sásos, nádasos élőhelyek száraz gyeppekké, illetve szántóvá alakulnak. A Hanság mintaterületen érintett nyugati részében is megfigyelhető továbbá az erdősítés következtében a 20. századi erdőfoltok megjelenése.



15. ábra Az Fertő-Hanság medence tájkarakter terület felszínborítás változása
Figure 15. Land cover changes of the Fertő-Hanság basin landscape character area

Konklúziók

A párhuzamosan, de az egyes tájkarakter területen, illetve tájrészletekben ellentétes irányú felszínborítás változási tendenciák mutatkoznak, amelyeket a stratégiai tervezés során, illetve a területhasználat jövőbeli szabályozásánál javasolt figyelembe venni. A térség egészére vonatkoztatott statisztikák (9. ábra) lényegesen kisebb amplitúdójú változásokat mutatnak. Ezek az alábbiak:

- urbanizáció és infrastruktúra terjeszkedés, tájhasználat intenzifikáció, szemben a természetközeli, rurális karakter megmaradásával,
- gyepterületek csökkenése a táj záródása szemben a gyepek terjeszkedésével,
- a szántók visszaszorulása szemben a szántók kiterjedésének növekedésével,
- a vizes élőhelyek visszaszorulása szemben a terjeszkedésükkel.

Az urbanizáció és tájhasználat intenzifikáció Sopron és Fertőd városokat és környéküket érinti, valamint a két város közötti 85-s főút és a megépült gyorsforgalmi út menti településsávot, azaz a Soproni-medence és az Ikva sík tájkarakter területeket. Itt a táj technizáltsága, városiasodása mutatkozik, szemben a Hanságban a rurális jelleg megmaradásával. A Fertő menti településsávon is mutatkozik valamely mérsékelt településterjeszkedés, ahol a nemzeti park és a világörökség státusz szigorúbb beépítési korlátokat jelent. A beépítés szerény mértékben növekszik a Lőverek völgyeiben is, ami viszont az erdőkben növekvő környezetterhelést jelent.

A gyepeket érintően az erdős hegyvidéken, a Lőverek völgyeiben a vízfolyások mentén a legeltetett gyepek és tisztások eltűnésével az erdők záródása, a táj nyitottságának, mozaikosságának megszűnése mutatkozik. A táj természetközeli élőhelyeinek változatossága, s ezáltal az attraktivitása a hegyvidéken csökken. A síkvidéken, a Fertő-mentén is visszaszorultak a gyepterületek, a viszont a Hanságban a száraz gyepek terjeszkedése látható a vizes élőhelyek kiszáritása következtében. Ezen tendenciák eredőjeként összességében, a terület egészére vonatkoztatott statisztika állandónak mutatja a gyepborítást.

A szántók vonatkozásában is eltérő folyamatoknak vagyunk tanúi, bár itt egyértelműen a növekedés látható a mintaterület egészén. Ezzel együtt a Soproni-medencében nagyobb, az Ikva síkon pedig kisebb mértékű visszaszorulást láthatunk, miközben a Fertő-Hanság medencében jellemző a nagyobb terjeszkedés főként a Hanság kiszáritott vizes területei helyén.

A vizes élőhely hansági csökkenését statisztikailag ellensúlyozza Fertő-tó elnádásodása, ami azonban a tó élőhelymintázatát és ezzel élővilágát jelentősen átalakította a 20. század során. A tó magyar oldali feliszapolódása és nyílt vízfelszíneinek eltűnése a Trianoni békeszerződést követő határmegvonás és az osztrák-magyar államközi megállapodás alapján a tó vízszintjének állandósítása (maximalizálása) nyomán előálló, jelenleg is folyamatban lévő tendencia. A jelenkor erőteljes klímaváltozási hatása, a melegedés és a szárazodás mindezt tovább erősíti.

A jelen írásban bemutatott elemzés a tájtörténeti vizsgálatnak fontos része, de pusztán egy szelete. Lényeges további adalékul szolgálnak az irodalmi források, a szakértők helyismerete és a helyi érintettekkel folytatott konzultációk a tájkarakter projekt keretében szervezett workshopokon és kérdőíveken keresztül. A megfogalmazott vélemények alapján számos további, térképi vizsgálattal nem feltárható részletet ismerhetünk meg a táj változásáról az egyes tájkarakter területeken, amelyek kiegészítik a jelen információkat.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás a "Közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU Biológiai Sokféleség Stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok" című KEHOP 4.3.0 – VEKOP 15-2016-00001számú projekt keretében készült. A cikk szerzői köszönetet mondanak a projektgazda Agrárminisztérium munkatársainak, és a közreműködő szakértőknek, a Lechner Tudásközpont, a Tájműhely Kft és az Ormos Imre Alapítvány munkatársainak.

Irodalom

- Agrárminisztérium 2019: Ökoszisztéma alaptérkép és adatmodell kialakítása_Magyarország Ökoszisztéma Alaptérképe. DOI: <https://doi.org/10.34811/osz.alapterkep>
- Antrop, M., Van Eetvelde, V. 2018: Landscape Perspectives. The Holistic Nature of Landscape. Springer Netherlands, p. 436. <https://doi.org/10.1007/978-94-024-1183-6>
- Arcanum 2004: Első Katonai Felmérés: Magyar Királyság (1763–1787) 1:28.800. Georeferált változat. DVD-ROM. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest.
- Arcanum 2005: Második Katonai Felmérés: Magyar Királyság (1806–1869) 1:28.800. Georeferált változat. DVD-ROM. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest.
- Arcanum 2007: Harmadik Katonai Felmérés (1869–1887) 1:25.000. Georeferált változat. DVD-ROM. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest.
- Balázs, P., Konkoly-Gyuró, É., Wrška, T. 2016: Land cover continuity as a tool for nature conservation. Landscape changes in Lake Fertő/Neusiedler See transboundary region during the past 200 years. *Acta ZooBot Austria*, 153: 47–65.
- CLC1990: CORINE 1:50.000 felbontású felszínborítási adatbázis. FÖMI, Budapest.
- CLC2018: CORINE 1:100.000 felbontású felszínborítási adatbázis. FÖMI, EEA, Budapest.
- Csorba P. 2018: Tájak. A Kárpát-Pannon térség természeti tájainak rendszertani felosztása. 19. térkép. In: Kocsis K. (szerk.): Magyarország Nemzeti atlasza. MTA. Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont. Földrajz-tudományi Intézet, Budapest, pp. 112–129.
- Európa Tanács 2000: Az Európa Tanács Táj Egyezménye, Firenze, Olaszország, Kihirdette a 2007. évi CXI. törvény.
- Fairclough, G. J., Sarlöv Herlin, I., Swanwick, C. 2018: Routledge Handbook of Landscape Character Assessment. Current Approaches to Characterisation and Assessment. Routledge, New York, p. 312. DOI: <https://doi.org/10.4324/9781315753423>
- Konkoly-Gyuró, É., Nagy, D., Balázs, P., Király, G. 2011: Assessment of land cover change in western Hungarian landscapes. In: Balázs, P., Konkoly-Gyuró, É. (Eds.): TransEcoNet Workshop on Landscape History, Proceedings. University of West Hungary Press, Sopron, pp. 75–89.
- Konkoly-Gyuró É., Tirászi Á., Balázs P., Nagy D., Király G. 2014: A vízrendszer, a felszínborítás és a tájkarakter változása a Fertő-Hanság medencében. In: Fülek Gy. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében. A vízgazdálkodás története a Kárpát-medencében. X. Táj történeti Konferencia kötete. Környezetkímélő Agrokémiáért Alapítvány, Gödöllő, pp. 42–48.
- Konkoly-Gyuró, É.; Király, G.; Nagy, D.; Balázs, P.; Tirászi, Á. 2017: Overview of the 18th-20th century military surveys in the light of the land cover change assessment in Eastern Central Europe. *e-Perimetron*, 12(4): 142–180.
- Kovács-Hostyánszki A., Bereczki K., Czúcz B., Fabók V., Fodor L., Kalóczkai Á., Kiss M. Koncz P., Kovács E., Tanács E., Török K., Vári Á., Zölei A. 2019: Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatás térképezés és értékelés, avagy a természetvédelem országos programja. *Természetvédelmi Közlemények* 25: 80–90. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.80>
- Raymond, R., Luginbühl, Y., Seguin, J.-F., Cedelle, Q., Grare, H. 2015: Landscape Atlases. Landscape identification, characterisation and assessment method. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. Paris, France, p. 115.
- Simensen T., Halvorsen R., Erikstad L. 2018: Methods for landscape characterisation and mapping: A systematic review. *Land Use Policy* 75: 557–569. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.022>.
- Swanwick, C 2002: Landscape Character Assessment – Guidance for England and Scotland, Cheltenham: Countryside Agency and Battleby: Scottish Natural Heritage, Cheltenham, England, p. 84.
- Wascher D. M. 2005: European Landscape Character Areas – Typologies. Cartography and Indicators for the Assessment of the sustainable landscapes. Final Report as deliverable from the EU's Accompanying Measures project European Landscape Character Assessment Initiative (ELCAI). 5th Framework Programme on Energy, Environment and Sustainable Development (4.2.2.), Alterra Wageningen, p 150.
- URL1: <http://termeszetem.hu/hu/tajkarakter/feladatok-2>

Relationship between the character and the changes of the landscape in the Sopron-Fertő area (Hungary)

É. KONKOLY-GYURÓ¹, P. BALÁZS²

¹University of Sopron, Benedek Elek Faculty of Pedagogy, Institute of Social Sciences and Communication
9400 Sopron, Ferenczy János u. 5.; e-mail: konkoly-gyuro.eva@uni-sopron.hu

²University of Sopron, Institute of Environmental Protection and Nature Conservation,
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.; e-mail: balazs.pal@uni-sopron.hu

Keywords: landscape character, landscape history, land cover change, Landscape Convention of the Council of Europe

Abstract: Assessment of landscape dynamics is a prominent topic of landscape research. These studies refer mainly to administrative areas, given the availability of the data and because of the planning areas. Whereas we can often find areas with significantly different character within these administrative boundaries, showing land-cover changes in the opposite direction. According to our hypothesis, the land-cover change assessments of the administrative area units do not reflect those special conversations, that are bound to the landscape character areas. Change tendencies of the mountains, piedmonts, and lowlands, or intensively developing urban and slow-changing rural areas are often opposite. The real measure and weight of the transformations cannot be presented by the summarised statistics of certain study areas, where diverse landscape character units can be found, even though the maps show the main differences. Our case study proved that significantly more exact and differentiated results can be gained by the land-cover change detection referring to the landscape character units.

*A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*



Nationwide indicators reflecting the current problems of the agricultural landscape in Slovakia: large agricultural parcels, farm size structure and share of woody vegetation

LIESKOVSKÝ JURAJ¹, ŠPULEROVÁ JANA², GAŠPAROVIČOVÁ PETRA¹, RUSŇÁK TORMÁŠ¹, HALABUK ANDREJ¹

¹Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences, Akademická 2, 949 01 Nitra

²Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences, Štefánikova 3, 814 99 Bratislava
e-mail: juraj.lieskovsky@savba.sk

Keywords: Parcel size, Farm size, Woody vegetation, Green infrastructure, Agricultural landscape, Agro-environmental indicators

Abstract: The main problems of the agricultural landscape in Slovakia are the largest parcels in the EU, the share of agricultural land managed by large agro-holdings, and the low proportion of woody vegetation. The authors have analysed these issues using agricultural beneficiary data and remote sensing products. The parcel size and farm sizes were analysed from agricultural beneficiaries' data, woody vegetation was analysed from the combined layer of Copernicus products and data from the Land Parcel Identification System. Regarding all three indicators, the situation is more problematic in the lowlands and partially in hilly areas. The proposed indicators could be applied to assess the impact of the new CAP (2023-2027), which supports the reduction of parcel size, improves conditions for small and medium farmers, and improves the share of green infrastructure in agricultural landscapes.

Introduction

Agricultural expansion and land abandonment are the main driving forces of landscape change in Europe (Plieninger et al. 2016). Intensive agricultural production threatens climate stability, ecosystem resilience, and ecosystem services. Environmental degradation caused by agriculture could lead to loss of biodiversity, decreased soil fertility, increased surface runoff, soil erosion, and flooding events (Vojtek and Vojteková 2019). Furthermore, the loss of semi-natural habitats negatively affects animal functional diversity and related ecosystem services, which can affect agriculture production (Martin 2019). The most valuable agricultural systems from the biodiversity and biocultural point of view are high-nature value farmlands, although they often operate in the most marginal agricultural land, under difficult social and economic conditions such as in mountainous regions (Lomba et al. 2014). Green linear elements such as tree lines, hedges, and dry stone are valued for their contribution to biodiversity and cultural value (Marshall and Moonen 2002; van der Zanden, Verburg and Múcher 2013).

The agricultural landscape in Europe consists predominantly of an intensive farming system, reinforced by subsidy policies of the European Union (Donald et al. 2002).

During the twentieth century, the agricultural landscape in most socialistic countries was shaped by the collectivisation of agriculture (Jepsen et al. 2015, Skokanová et al. 2016). Collectivisation was aimed at minimising private property and consolidating agricultural land into large-scale fields suitable for industrial agriculture. The main goal was self-sufficiency in food with less regard to natural conditions or economic efficiency. The agricultural collectivisation in Slovakia was one of the most extensive among eastern countries and resulted in the transformation of small farmlands into large block fields and intensified agriculture (Bezák and Mitchley 2014, Lieskovský et al. 2014, Skokanová and Slach 2020). These changes led to a reduction of high-diversity landscape features, an increase in parcel size, a reduction of agricultural mosaics, and biodiversity loss (Špulerová 2008). Satellite image analysis showed that today, the average parcel size in Slovakia is 12 hectares, which is the largest of all EU countries and significantly exceeds the average size in the EU (3.9 ha) (Gális 2020). Furthermore, the average parcel area in the lowlands and some hilly areas is more than 18 hectares, which is closely related to the very low share of woody vegetation in these areas and the dominant large farms. Large farms, which have an area of more than 50 ha, comprise 92-93% of the utilised agricultural area in Slovakia and Czechia, which is the highest proportion among EU Member States (Eurostat 2022). According to EUROSTAT, the average farm size in Europe in 2020 was 17.10 ha. Slovakia with an average farm size of 94.88 ha had the second largest farm after Czechia with an average farm size of 120.81 ha (Supplement 1).

The preservation of extensive agriculture has been an issue of growing importance over the last 20 years (Cullotta and Barbera 2011) since the European Union began to place greater emphasis through the Common Agricultural Policy (CAP) on greening to enhance biodiversity and mitigate biodiversity loss. The main agri-environmental goals by 2030 include expanding the land share of organic farming to 25 %; and maintaining or restoring landscape features on at least 10 % of farmland. These ambitious goals require an improvement in the environmental performance of European agriculture, with many implications for the CAP (Pe'er et al. 2022). The new post-2023 CAP instruments aim to achieve environmental and climate-related objectives and Agri-environment-climate Measures (AECM) in Pillar 2. In Slovakia, the new eco-schemes are aimed to reduce the maximum size of arable fields to 50 ha (20 ha in protected areas) and set aside non-productive areas. Additional measures such as tree line planting, wet areas grassing, setting up the agroforestry system, or afforestation will also change the shape of agricultural land.

Since the mid-1980s, indicators have been developed increasingly to evaluate the effectiveness of various political mechanisms. Most of them were introduced in response to EU regulations, and many share the common goals of reflecting agricultural extensification, farm income support, and environmental protection (Wilson and Buller 2001). In 2000, the European Union first introduced agri-environmental indicators into CAP due to the increasing awareness of the environmental problems caused by agriculture. 28 agri-environmental indicators have been set up to monitor the inte-

gration of environmental concerns into CAP. These indicators serve to provide information on the farm environment; track the impact of agriculture on the environment; assess the impact of agricultural and environmental policies on the environmental management of farms; inform agricultural and environmental policy decisions and illustrate agri-environmental relationships with the general public (EU-AI 2020). A review of agricultural sustainability indicators was provided by Latruffe et al. (2016); an overview of agri-environmental indicators in the EU was provided by Spânu et al. (2022). At a national level, the use and effectiveness of agri-environmental indicators in Slovakia were analysed by Baránková et al. (2010) and Valach (2022).

In the Slovak Republic, sets of agricultural and environmental indicators are used in agriculture and nature protection. The indicators used by the Slovak Ministry of Agriculture aim to monitor and evaluate the effectiveness of agri-environmental programmes. They include sectorial indicators such as agricultural holdings, an agricultural area, agricultural area under organic farming, irrigated land, or environmental indicators such as land cover, less favoured areas, farming intensity, or High Nature Value (HNV) farming, etc. A set of agri-environmental indicators was developed by the Slovak Environmental Agency coordinated by the Slovak Ministry of Environment (Baránková et al. 2010).

Monitoring the environmental performance of agriculture and assessing the environmental effects of policies requires information on agri-environmental interactions (OECD, 2001) that is enabled by a variety of indicators developed on the international, national, or local level. In this paper, we present a set of spatial indicators that reflect the main problems of the agricultural landscape in Slovakia. While the size of agricultural parcels has been analysed from satellite images (Gális 2020), we provide the analysis based on more detailed agricultural beneficiary data. The farm sizes reported in the EUROSTAT statistics miss the spatial representation. Here, we use agricultural beneficiary data to analyse the spatial distribution of farm size structure. Information about the distribution of woody vegetation is missing, even the woody vegetation plays a crucial role in the mitigation of climate change in agricultural landscapes. We analyse the woody vegetation from the Copernicus High-Resolution Layers and data from the agricultural beneficiaries' databases.

Methods

To analyse parcel size, we have used data from the EU Land Parcel Identification System (LPIS) designed for the implementation of area-related EU agricultural support schemes (Houšková et al. 2015). The LPIS database registers spatial, quantitative, and qualitative information on agricultural parcels and is updated every three years from detailed aerial images (Fecková 2018). Data on parcel types include the following groups of cultural crops: arable land, permanent grasslands, orchards, vineyards, permanent crops, hop plants, non-classified agricultural land, and forested agricultural land. The last three types of parcel cover are a minimal part of the agricultural area;

therefore, we grouped them for our analyses into the 'other' group. LPIS data are owned by the Ministry of Agriculture and Rural Development of the Slovak Republic and are accessible as a GIS vector layer at <https://data.gov.sk>.

Information on farm sizes was derived from the geospatial aid application (GSAA). This database contains information on the farms and farmers that claim EU agricultural support for agricultural parcels registered in the LPIS database. The GSAA database is owned by the Ministry of Agriculture and Rural Development of the Slovak Republic and is accessible at <https://gsaa.mpsr.sk/>.

For woody vegetation analyses, we combined forest data from Copernicus High-Resolution Layer Forests (HRL Forests) from 2018 and landscape characteristics data from Copernicus High-Resolution Layer Small Woody Features (SWF) from 2015 and LPIS from 2020. The Copernicus HRL Forests is derived from the multi-temporal Sentinel-2A and Sentinel-2B L2A satellite (Copernicus Land Monitoring Service, 2021) and contains information about forest type, dominant leaf type and tree cover density. The SWF layer is derived from VHR_IMAGE_2015 acquired by Pleiades 1A/B, WorldView-2, WorldView-3, GeoEye-1, Deimos-2, and Spot6/7 at resolution 5 m (Langanke 2015). The SWFs are considered linear structures such as hedgerows, scrubs, tree rows, riparian and roadside vegetation, and isolated patches of trees and scrubs of size 200 – 5000 m². From the LPIS database, we used the parcel map and the landscape features. Landscape features were digitised from aerial images to implement and control Good Agricultural and Environmental Conditions (GAEC) within EU agricultural support schemes (Gasiorková et al. 2010). It includes five groups of landscape features: solitaires, tree alleys, tree groups, wetlands, and hedgerows.

Following the FAO definition of forest (FAO 2020), we considered as a forest all pixels with tree cover density greater than 10 %. Therefore, we reclassified the Copernicus HRL Forest Tree Cover Density product using the Reclassify tool in ArcGIS Spatial Analyst Toolbox. Pixels with tree cover density greater than 10 % were reclassified as forest; pixels with lower density were excluded from further processing. The spatial resolution of Copernicus HRL Forests for 2018 is 10 m, but we down-scaled it to 5 m for spatial compatibility with the SWF layer. For downscaling, we used the Resample tool from the ArcGIS Data management toolbox and adopted the Nearest neighbour technique. In the next step, we merged the HRL Forests and SWF datasets using raster math algebra. Both layers showed some misclassification of grasslands, permanent crops, or other crops as forest or small woody features (Dostálová et al. 2021). Therefore, we used LPIS data to filter out Forest or SWF pixels located on agricultural parcels. We rasterised the LPIS parcel map, overlaid it with the combined Forest and SWF map, and removed all Forest or SWF pixels located on agricultural parcels. Using this filter, we also removed the green landscape features located inside the agricultural parcels. Therefore, we added the rasterised layer of landscape features from the LPIS database to the final product of the woody vegetation map.

For identifying the most problematic areas, we summarised the average values of analysed indicators to Geomorphological Units (Supplement 2) (Mazúr and Lukniš 1986) using Zonal Statistic as a Table tool. For visualisations, we averaged the values

in a 2.5 km diameter circle using the Focal Statistic tool from ArcGIS Spatial Analyst Toolbox. The presented maps show the average value of the selected indicator in a 2.5 km neighbourhood and examples of areas with the highest, lowest and average values of the indicators analysed.

Results

Parcel size

The mean parcel size in Slovakia is 11.28 ha. The parcels with the largest average size are located in the Chvojnícka pahorkatina hills (124.15 ha), which is a geomorphological part of the Borská nížina lowland, and in the Podunajská pahorkatina hills (119.98 ha) and the Podunajská rovina lowland (118.40 ha), which are geomorphological parts of the Podunajská nížina lowland. The largest parcel covers 749.36 ha (Figure 1C).

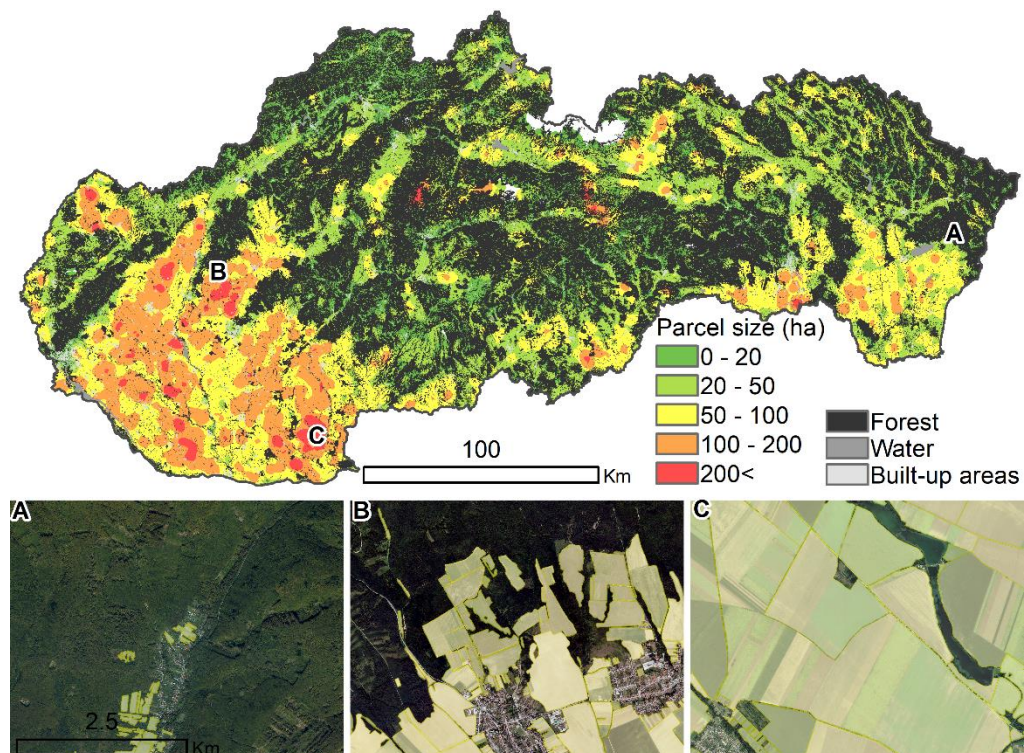


Figure 1 Average parcel size summarised in 2.5 a km neighbourhood. (A. Example of an area with the smallest parcels; B. Example of an area with middle-size parcels, C. Example of an area with large parcels. The yellow areas in the bottom figures represent agricultural parcels). Aerial images provided by GKÚ Bratislava, NLC. LPIS parcel data provided by the Ministry of Agriculture and Rural Development of the Slovak Republic.

The size of the parcel decreases with increasing altitude, complexity of the terrain, and increased forest cover. The medium-sized parcels are located in the sub-mountain areas (Figure 1B). The smallest parcels are located in mountains; however, small-scale structures are also located in sub-mountain and lowland areas. These are fragments of

house gardens or traditional agricultural landscapes, such as small-scale vineyards, that have been registered to LPIS. The smallest parcel size is 0.38 ha (Figure 1A). The average size of arable land parcels is 21.00 ha, permanent crops 7.93 ha, other crops 6.68 ha, grasslands 5.41 ha, vineyards 4.62 ha and orchards 4.54 ha. Although the average parcel sizes appear to be relatively low, the large parcels cover most of the agricultural land (Figure 2).

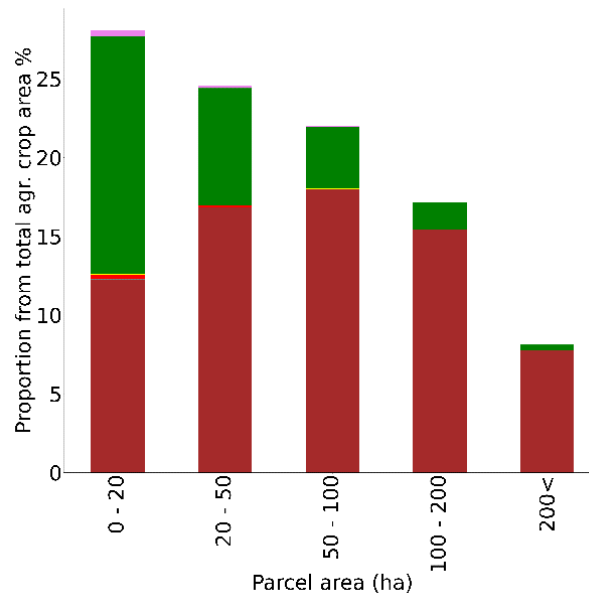


Figure 2 Distribution of agricultural parcels according to parcel size in Slovakia (violet – vineyards, green – permanent grasslands, brown – arable land, yellow – permanent crops, red – orchards, grey – others). LPIS parcel data provided by the Ministry of Agriculture and Rural Development of the Slovak Republic.

This is the most problematic for arable land because fields larger than 50 ha cover 58.57 % of arable land area and 91.72 % of fields larger than 100 ha are arable fields.

Farm size

The farms with the largest average size are located in the Borská nížina lowland (1914.04 ha), Žiar basin (1906.52 ha) and the Burda hills (1886.46 ha). The total number of registered farms is 17,176, and the average farm size is 107.12 ha. Most agricultural land (51.94 %) is farmed by large agroholdings, whose farms are larger than 1000 ha (Figure 4). As small farms are considered, farms with an area smaller than 5 ha (EC, 2017). In the case of Slovakia, there are 6,249 such farms (Figure 3A) with a total area of 16,732.06 ha. The largest farm is located in the Podunajská nížina lowland and covers 6,766.78 ha (Figure 3C).

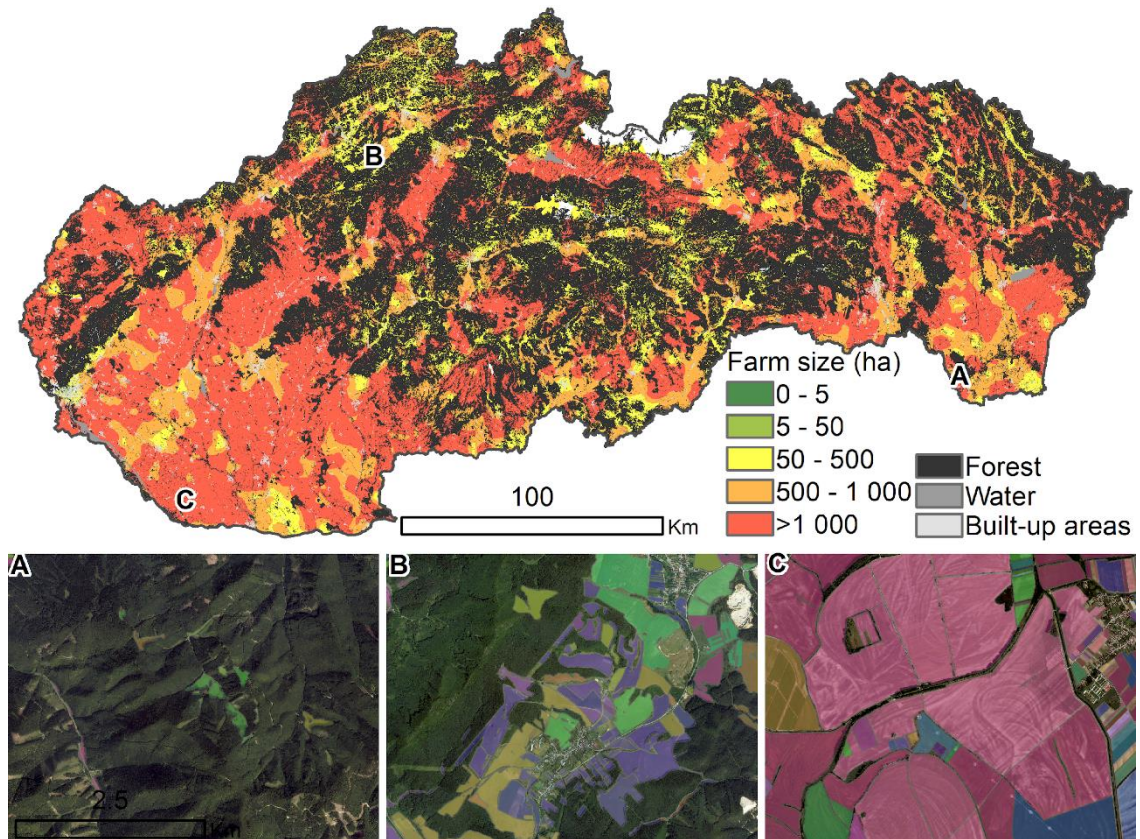


Figure 3 Average farm size summarised in a 2.5 km neighbourhood. (A. Example of an area with small farms, B. example of an area with middle-size farms, C. example of an area with the largest farms. The different colours in the bottom images represent different farms). Aerial images provided by GKÚ Bratislava, NLC. Farm data from the Geospatial Aid Application (GSAA) provided by the Ministry of Agriculture and Rural Development of the Slovak Republic.

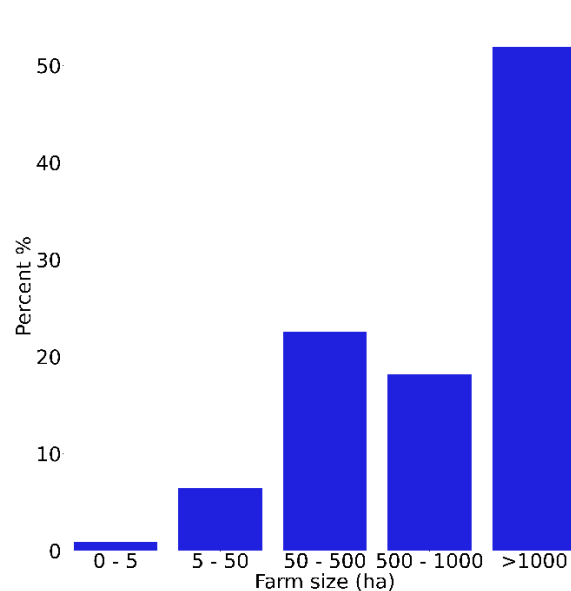


Figure 4 Distribution of agricultural farms in Slovakia according to farm size. Farm data from the Geospatial Aid Application (GSAA) provided by the Ministry of Agriculture and Rural Development of the Slovak Republic.

Proportion of woody vegetation

According to the Copernicus HRL Forests layer products, the forest area covers 2,322,007.49 ha (47.35 %) of Slovakia. The small woody features cover 150,305.63 ha (3.06 %). These two layers are partially overlapped, and in some areas biased by the misclassification of grasslands, permanent crops, or other crops to forest (Dostálová et al. 2021) or small woody features. Therefore, we used LPIS parcels to filter out such misclassifications. We filtered 56,646.99 ha (2.44 %) of forest pixels and 27,116.82 ha (18.04 %) of small woody feature pixels. In the end, we added 2,653 ha of landscape features (group of trees, wetlands, hedgerows, tree alleys) that are located on agricultural parcels and are part of the LPIS. The woody vegetation in Slovakia covers 2,302,802.52 ha (46.96 %) of Slovakia (Figure 5).

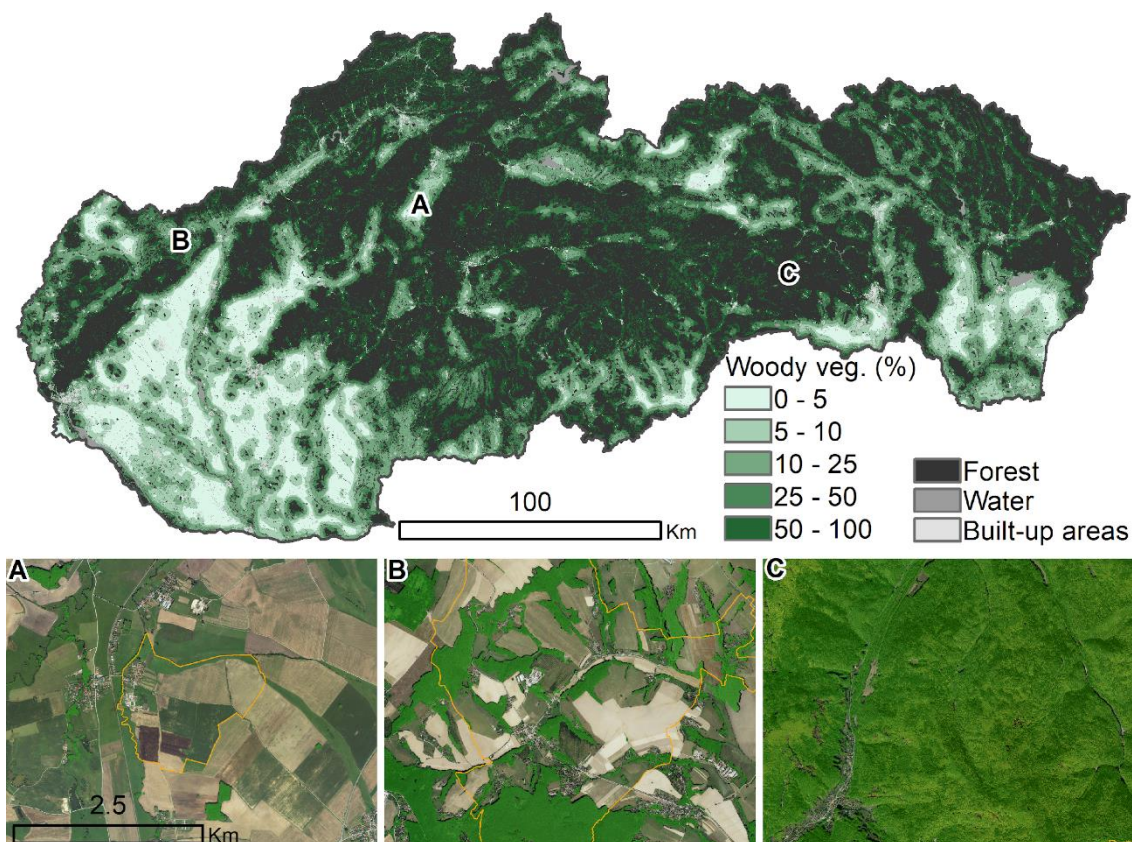


Figure 5 The proportion of woody vegetation summarised in a 2.5 km neighbourhood. (A. example of an area with a low proportion of woody vegetation, B. example of an area with a medium proportion of woody vegetation, and C. example of an area with a high proportion of woody vegetation. Green areas in the bottom images represent woody vegetation, and orange lines represent cadastral area boundaries). Aerial images provided by GKÚ Bratislava, NLC. HRL Forest and HRL Small Woody Features. Provided by the Copernicus team at EEA.

This is a relatively high coverage in comparison with most of the EU countries; however, the distribution of woody vegetation is unbalanced (Figure 6). In the lowlands and valleys, where green infrastructure is needed to minimise high temperatures and other changing climate conditions, the proportion of woody vegetation varies around

15 %. The lowest proportion of woody vegetation is in the Podunajská rovina lowland (10.69 %), Podunajská pahorkatina hills (12.60 %) and Východoslovenská rovina lowland (12.98 %).

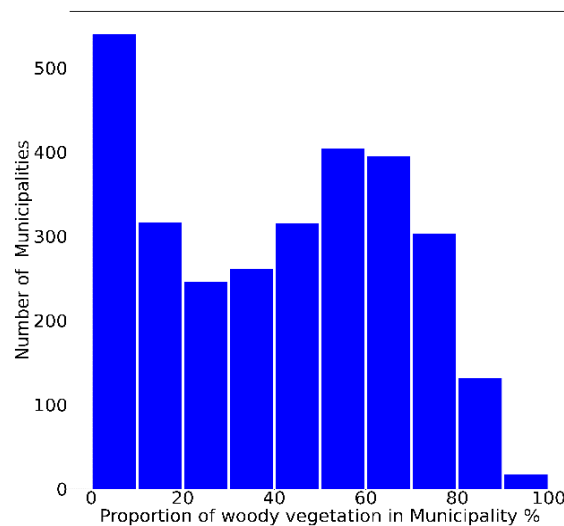


Figure 6 Proportion of woody vegetation cover in municipalities. HRL Forest and HRL Small Woody Features provided by the Copernicus team at EEA.

The lowest cover is in the Borcová village, where the woody vegetation covers only 0.12 % of the cadastre area (Figure 5A). In submountain areas, the proportion of woody vegetation is higher and covers 25-50 % of the area (Figure 5B). The highest coverage is in mountainous areas, except the alpine localities above 1450-1500 m asl. For example, the proportion of woody vegetation in Smolnícka Huta is 95.91 % (Figure 5C).

Discussion

Agricultural parcels could be delineated from satellite images (Kuemmerle et al. 2009, Graesser and Ramankutty 2017, Tetteh et al. 2020) or by using crowd-sourced data (Fritz et al. 2015). According to satellite images analysed by OneSoil company (Gális 2020), the average parcel size in Slovakia is 12 hectares, which is comparable to our average of 11.28 ha. The differences could be caused by differences in the definition of the parcel and spatial resolution. LPIS defines the parcel as an agricultural area with relatively stable natural or artificial boundaries where one type of agricultural crop (for example, arable land, grasslands, vineyard) is grown (Fecková 2018). The boundary between two or more crops (for example, wheat and maize) in one parcel is not distinguished. On the other hand, analyses based on satellite images consider boundaries between the different crops as parcel boundaries. The boundary could also be delineated by farming subjects working on one parcel or by owners of the parcels. The

spatial resolution of aerial or satellite images plays a crucial role in the ability to distinguish parcels and their boundaries. Landsat ETM+ images with a spatial resolution of 15 and 30 m were used for parcel delineation in the border triangle of Poland, Slovakia and Ukraine (Kuemmerle et al. 2009) or in South America (Graesser and Ramankutty 2017). Sentinel 2 data with resolutions of 10 and 20 m have been tested for parcel delineation in Germany (Tetteh et al., 2020) and are used for the global parcel map product (Gális 2020). The last version of the Slovak LPIS data is manually vectorised from aerial images with a resolution of 0.25 m. LPIS is the most detailed and actualised agricultural parcel dataset; however, very small parcels less than 100 square metres are not recorded. According to Tetteh et al. (2020), the drawbacks of the LPIS parcels are insufficiently recorded grassland parcels used for purposes like nature conservation or horse farming, restricted access to LPIS in many countries, time lag, and different implementation methods in EU countries. In Slovakia, grasslands are recorded in protected areas and even in high mountains, and the database is fully accessible. LPIS is actualised every three years, so for timely information, the remote sensing approach is more appropriate. Different implementations of the LPIS methodology could be a problem in cross-border studies.

The size of agricultural holdings is one of the farm structure indicators provided by EUROSTAT. The average farm size in 2020 was 94.88 ha, our analyses show 107.12 ha. While EUROSTAT reports 1 862 650 ha of utilised agricultural area and 19,630 farms, our dataset reports 1 838 636 ha and 17,176 farms. A detailed comparison of the EUROSTAT data and our analyse is provided in Supplement 3. The differences are caused by different definition of agricultural area. EUROSTAT reports Utilised agricultural area (UAA) that is defined as the total area taken up by arable land, permanent grassland, permanent crops and kitchen gardens used by the holding, regardless of the type of tenure or of whether it is used as a part of common land. The Geospatial Aid Application database, used in this study, contains spatially detailed data on farms applying for agricultural subsidies. Small family farms that are not in the agricultural support system were not included in our analyses.

The average parcel size and the average farm size summarised in the 2.5 km neighbourhood helped us identify the most intensively managed agricultural land. In general, larger parcels and farms are in lowland and hilly areas with lower altitudes and relatively flat slopes. The transformation of small-scale traditional fields occurred during the second half of the 20th century (Izakovičová et al. 2022). Most of the agricultural fields that were suitable for mechanized agriculture were merged into large parcel blocks. Small fields were more likely to be preserved on steep slopes, less fertile soils and close to settlements (Lieskovský et al. 2014). Slope steepness and soil fertility were also significant variables in preserving the hedgerow network in arable fields (Sklenicka 2009). Following the transition to an open market economy in 1989, the overall decline in agriculture resulted in agricultural abandonment (Munteanu et al. 2017). Similar factors that have caused the preservation of small fields play an important role in their abandonment. Traditional agricultural fields located on steep slopes, and less fertile soils on less accessible areas were more likely to be abandoned

(Lieskovský 2015). Accession to the EU in 2004 and the adoption of CAP subsidies triggered agriculture recultivation (Griffiths et al. 2013, Pazúr and Bolliger 2017). However, CAP's direct payments effectively supported large farmers related to the size of the cultivated area, resulting in a general reduction in green landscape elements and an increase in the size of the parcels (Bezáková and Bezák 2022).

The socioeconomic variables influencing spatial variability of farm size were analysed by Janovska et al. (2017). At the European scale, wheat production was the only determinant significantly related to farm size. At the Czech national scale were significant land consolidation, unemployment rate, and soil fertility. Biophysical variables like slope steepness or altitude have not been analysed. The highest average size and the largest parcels were reported for arable land in Podunajská nížina lowland which is characterised by the lowest degree of ecological stability and low level of biodiversity (Miklós et al. 2019), but also by lower visual landscape quality (Lieskovský et al. 2017, Diviaková et al. 2022, Janeckova Molnarova et al. 2023). The homogenisation of the landscape can not only hinder satisfaction from the perception of the landscape but also have a negative impact on psychological well-being (de la Fuente de Val, Atauri and de Lucio 2006).

For the assessment of woody vegetation distribution, we combined the forest data from Copernicus HRL Forests, and landscape features data from Copernicus HRL SWF and LPIS, including solitaires, tree alleys, tree groups, wetlands, and hedgerows. We adjusted these data for our needs because there were overlaps due to different methodological approaches used in the classification of forest and small woody features. The cover of woody vegetation is quite high, 46.96 % of an area of the Slovak Republic, but its distribution is unbalanced and lacking, especially in lowland areas with the highest parcel sizes. The specific tool for implementing the concept of green Infrastructure is the document of the Territorial Network of Ecological Stability, which is defined as "an interconnected network of natural as well as modified semi-natural ecosystems keeping the natural balance" (Izakovičová and Swiader 2017, Skokanová and Slach 2020). Agriculture may also be a supplier of ecosystem services through landscape microforms like tree belts, and it is important to study the provision of ecosystem services by them during the design process of tree belts (Nowak et al. 2020).

The changes in land ownership after 1989 induced many local changes (mainly through land restitution) and resulted in a slow process of land subdivision and the emergence of smaller farms. On the contrary, Sklenicka et al. (2014) demonstrate a phenomenon called the Farmland Rental Paradox, where very small parcels tend to create large production blocks by being rented to larger farmers, which leads to significant homogenisation of the land-use pattern. Small and medium farms could provide more than food, as well as environmental and health benefits. A comprehensive study carried out on 169 farms in 10 European countries showed that semi-natural habitats, including fallows, occupied 23 % of the land but hosted 49 % of vascular plants, earthworms, spiders, and wild bee species. A 10 % decrease in these habitats if reclaimed for food production would cause exponential decreases in biodiversity, but only mod-

erate linear increases in production (Jeanneret et al. 2021). The new Slovak CAP improves conditions for the development of small and medium-sized farms on the land market, through the Supplementary redistribution payment to support sustainability by capping the basic support on the first 150 ha of each farm and reducing the payment for additional acreage.

Substantial changes in the Slovak agricultural landscape are expected with the application of the new CAP (2023-2027). Adaptation of Eco-schemes should reduce the size of arable land to a max of 50 ha outside the Natura 2000 areas and 20 ha inside the Natura 2000 areas. Large arable fields should be split by the grass strips with a minimum width of 12 meters. In addition, at least 4% of arable land should be left as non-productive land. Agri-environmental and climate measures, such as planting tree lines, setting the agroforestry system, or afforestation of unfertile arable land, should increase the proportion of green infrastructure in the agricultural landscape. Direct support for farmers will be higher for farms up to 150 ha outside the less favourable area and 450 ha inside the less favourable areas. Such changes in agricultural landscape would affect soil erosion reduction (Cebecauer and Hofierka 2008, Zachar 1982), climate change adaptation (Bindi and Olesen, 2011, Kertész and Madarász 2014), carbon sequestration (Dinesh et al. 2022, Golicz et al. 2021), biodiversity (Kühne et al. 2022, Li et al. 2020, Tschumi et al. 2020), ecosystem services (Duru et al. 2015, Power 2010) and others.

Conclusion

Using agricultural beneficiary data, we analysed the spatial distribution of parcel size and farm size. Our analyses of detailed LPIS data confirmed the presence of large parcels in Slovakia, as previously reported by remote sensing analyses. We also verified statistical data on farm size and performed a spatial analysis of these data. Furthermore, by combining the Copernicus HRL and LPIS data, we created a novel map of woody vegetation and examined the distribution of woody vegetation in Slovakia.

Our indicators pointed to the main problems of the agricultural landscape in Slovakia, so it is a challenge to deal with them. Several strategic documents at the EU level draw attention to these issues and set a target to improve environmental conditions and greening farmland. The ambitious agricultural targets of the European Green Deal, in line with the EU Farm to Fork and Biodiversity Strategies, stipulate that at least 10 % of the EU's agricultural area is under high-diversity landscape characteristics. The expectation of greener CAP supported by eco-schemes has the potential to reward those farmers who start to manage land in a nature- and climate-friendly way and to incentivise the adoption of specific farming practices with higher environmental and animal welfare benefits.

The new CAP (2023–2027) introduced Ecoschemes that are targeted to reducing the size of arable land to 50 ha outside protected areas and 20 ha inside protected areas.

Such a change will be reflected in the parcel size indicator. Support for small and medium farms is secured through subsidy capping. The farm size indicator will reflect the effect of this support on the farm size distribution. The effect of the agri-environmental measures, aimed at introducing green infrastructure to the agricultural landscape, will be reflected in the increased proportion of woody vegetation.

Acknowledgment

This publication was supported by the Operational Program Integrated Infrastructure within the project "Support of research and development activities of a unique research team", 313011BVY7, co-financed by the European Regional Development Fund.

References

- Baránková Z., Halada L., Izakovičová Z., Šatalová B. 2010: The relevance of agri-environmental indicators for biodiversity protection in Slovakia. <https://www.oecd.org/greengrowth/sustainable-agriculture/44808059.pdf> (access: 24th of Oct., 2023)
- Bezák P., Mitchley J. 2014: Drivers of change in mountain farming in Slovakia: From socialist collectivisation to the Common Agricultural Policy. *Regional Environmental Change* 14: 1343–1356. DOI: <http://doi.org/10.1007/s10113-013-0580-x>
- Bezáková M., Bezák P. 2022: Which sustainability objectives are difficult to achieve? The mid-term evaluation of predicted scenarios in remote mountain agricultural landscapes in Slovakia. *Land Use Policy* 115. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106020>.
- Bindi M., Olesen, J. E. 2011: The responses of agriculture in Europe to climate change. *Regional Environmental Change*, 11(1): 151–158. DOI: <http://doi.org/10.1007/s10113-010-0173-x>
- Cebecauer, T., Hofierka, J. 2008: The consequences of land-cover changes on soil erosion distribution in Slovakia. *Geomorphology*, 98(3-4):187-198. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.12.035>
- Copernicus Land Monitoring Service, 2021: HRL Forest 2018 Product User Manual. Copenhagen: European Environment Agency Report No.: 1.2. Internet: <https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/forest-2018-user-manual.pdf>. (5.10.2022).
- Cullotta S., Barbera G. 2011: Mapping traditional cultural landscapes in the Mediterranean area using a combined multidisciplinary approach: Method and application to Mount Etna (Sicily; Italy). *Landscape and Urban Planning* 100 (1-2): 98-108. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.012>
- Dinesh G. K., Sinduja M., Priyanka B., Sathya V., Karthika S., Meena R. S., Prasad S. 2022: Enhancing Soil Organic Carbon Sequestration in Agriculture: Plans and Policies. In R. S. Meena, C. S. Rao, & A. Kumar (Eds.), *Plans and Policies for Soil Organic Carbon Management in Agriculture*: 95–121. Springer Nature. DOI: http://doi.org/10.1007/978-981-19-6179-3_4
- Diviaková A., Veverková D., Belaňová E. 2022: Proposals to Promote Ecological Stability and Landscape Biodiversity Conditions in the Land Consolidation Project: A Case Study of Horný Vinodol, Slovakia. *Ekológia (Bratislava)* 41(4): 361–374. DOI: <http://doi.org/10.2478/eko-2022-0037>
- Donald P.F., Pisano G., Rayment M.D., Pain D.J. 2002: The common agricultural policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89(3): 167–182. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00244-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00244-4)
- Dostálová, A., Lang, M., Ivanovs, J., Waser, L.T., Wagner, W. 2021: European wide forest classification based on sentinel-1 data. *Remote Sensing* 13(3): 337. DOI: <http://doi.org/10.3390/rs13030337>
- Duru M., Therond O., Martin G., Martin-Clouaire R., Magne, M.-A., Justes E., Journet E.-P., Aubertot J.-N., Savary S., Bergez J.-E., Sarthou J. P. 2015: How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35: 1259–1281. DOI: <http://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>

- EUROSTAT, 2020: Agri-environmental indicators (AEIs) - Agriculture - Eurostat. Internet: <https://ec.europa.eu/eurostat/web/agriculture/agri-environmental-indicators>. (20.4.2023).
- EUROSTAT, 2022: Farms and farmland in the European Union - statistics. Internet: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Farms_and_farmland_in_the_European_Union_-_statistics. (20.4.2023).
- FAO, 2020: Global Forest Resources Assessment 2020: Terms and Definitions. Forest Resources Assessment Working Paper.
- Fecková, B. 2018: Aktualizácia a údržba registra LPIS. Internet: https://www.vupop.sk/data/metodika_LPIS_2018.pdf (20.4.2023).
- Fritz, S., See, L., McCallum, I., You, L., Bun, A., Moltchanova, E., Duerauer, M., Albrecht, F., Schill, C., Perger, C., Havlik, P., Mosnier, A., Thornton, P., Wood-Sichra, U., Herrero, M., Becker-Reshef, I., Justice, C., Hansen, M., Gong, P., Aziz, S.A., Cipriani, A., Cumani, R., Cecchi, G., Conchedda, G., Ferreira, S., Gomez, A., Haffani, M., Kayitakire, F., Malanding, J., Mueller, R., Newby, T., Nonguierma, A., Olusegun, A., Ortner, S., Rajak, D.R., Rocha, J., Schepaschenko, D., Schepaschenko, M., Terekhov, A., Tiangwa, A., Vancutsem, C., Vintrou, E., Wenbin, W., Velde, M. van der, Dunwoody, A., Kraxner, F., Obersteiner, M. 2015: Mapping global cropland and field size. *Global Change Biology* 21(5): 1980–1992. DOI: <http://doi.org/10.1111/gcb.12838>
- Gális M. 2020: Na poliach pusto O škodlivosti rozľahlých monokultúr na ornej pôde a možných riešeniach. Inštitút Environmentálnej Politiky, Ministerstvo Životného Prostredia SR.
- Gasiorková, K., Hamlíková, L., Sviček, M. 2010: Landscape features GIS layer creation for implementation and control of „Good Agricultural and Environmental Conditions“. Kartografické listy.
- Golicz K., Ghazaryan G., Niether W., Wartenberg A. C., Breuer L., Gattinger A., Jacobs S. R., Kleinebecker T., Weckenbrock P., Große-Stoltenberg A. 2021: The Role of Small Woody Landscape Features and Agroforestry Systems for National Carbon Budgeting in Germany. *Land*, 10(10): 1028. DOI: <http://doi.org/10.3390/land10101028>
- Graesser, J., Ramankutty, N. 2017: Detection of cropland field parcels from Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment* 201: 165–180. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.rse.2017.08.027>
- Griffiths, P., Müller, D., Kuemmerle, T., Hostert, P. 2013: Agricultural land change in the Carpathian ecoregion after the breakdown of socialism and expansion of the European Union. *Environmental Research Letters* 8(4): 045024. DOI: <http://doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/045024>
- Houšková, B., Mrvic, V., Delic, D., Ilavská, B., Jaramaz, D., Slajnikov, E., Sobocká, J., Stajkovic-Srbinovic, O., Sviček, M. 2015: Soil Registration and Protection in Conditions of EU Policy. *Proceedings of Soil Science and Conservation Research Institute*.
- Izakovičová, Z., Špulerová, J., Raniak, A. 2022: The Development of the Slovak Agricultural Landscape in a Changing World. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 6: 862451. DOI: <https://doi.org/10.3389/fsufs.2022.862451>
- Izakovičová, Z., Swiader, M. 2017: Building Ecological Networks in Slovakia and Poland. *Ekologia Bratislava* 36(4): 303–322. DOI: <https://doi.org/10.1515/eko-2017-0025>
- Janeckova Molnarova, K., Bohnet, I.C., Svobodova, K., Černý Pixová, K., Daniels, M., Skaloš, J., Drhlíková, K., Azadi, H., Zámečník, R., Sklenička, P. 2022: Does Increasing Farm Plot Size Influence the Visual Quality of Everyday Agricultural Landscapes? *International Journal of Environmental Research and Public Health* 20(1): 687. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph20010687>
- Janovska, V., Simova, P., Vlasak, J., Sklenicka, P. 2017: Factors affecting farm size on the European level and the national level of the Czech Republic. *Agricultural Economics (Zemědělská ekonomika)* 63(1): 1–12. DOI: <https://doi.org/10.17221/317/2015-AGRICECON>.
- Jeanneret, P., Lüscher, G., Schneider, M.K., Pointereau, P., Arndorfer, M., Bailey, D., Balázs, K., Báldi, A., Choisis, J.P., Dennis, P., Diaz, M., Eiter, S., Elek, Z., Fjellstad, W., Frank, T., Friedel, J.K., Geijzen-dorffer, I.R., Gillingham, P., Gomiero, T., Jerkovich, G., Jongman, R.H.G., Kainz, M., Kovács-Hostyánszki, A., Moreno, G., Nascimbene, J., Oschatz, M.L., Paoletti, M.G., Sarthou, J.P., Siebrecht, N.,

- Sommaggio, D., Wolfrum, S., Herzog, F. 2021: An increase in food production in Europe could dramatically affect farmland biodiversity. *Communications Earth and Environment* 2(1): 183. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00256-x>
- Jepsen, M.R., Kuemmerle, T., Müller, D., Erb, K., Verburg, P.H., Haberl, H., Vesterager, J.P., Andrič, M., Antrop, M., Austrheim, G., Björn, I., Bondeau, A., Bürgi, M., Bryson, J., Caspar, G., Cassar, L.F., Conrad, E., Chromý, P., Daugirdas, V., Eetvelde, V.V., Elena-Rosselló, R., Gimmi, U., Izakovicova, Z., Jančák, V., Jansson, U., Kladnik, D., Kozak, J., Konkoly-Gyuró, E., Krausmann, F., Mander, Ü., McDonagh, J., Pärn, J., Niedertscheider, M., Nikodemus, O., Ostapowicz, K., Pérez-Soba, M., Pinto-Correia, T., Ribokas, G., Rounsevell, M., Schistou, D., Schmit, C., Terkenli, T.S., Tretvik, A.M., Trzepak, P., Vadineanu, A., Walz, A., Zhllima, E., Reenberg, A. 2015: Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. *Land Use Policy* 49: 53–64. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.003>
- Kertész Á., Madarász B. 2014: Conservation Agriculture in Europe. *International Soil and Water Conservation Research*, 2(1), 91–96. DOI: [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30016-2](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30016-2)
- Kuemmerle, T., Hostert, P., St-Louis, V., Radeloff, V.C. 2009: Using image texture to map farmland field size: A case study in Eastern Europe. *Journal of Land Use Science*. 4(1–2): 85–107. DOI: <https://doi.org/10.1080/17474230802648786>
- Kühne I., Arlettaz R., Humbert J. 2022: Landscape woody features, local management and vegetation composition shape moth communities in extensively managed grasslands. *Insect Conservation and Diversity*, 15(6), 739–751. DOI: <https://doi.org/10.1111/icad.12600>
- Langanke T. 2015: Copernicus Land Monitoring Service High Resolution land cover characteristics. Small Woody Features 2015 reference year. Online (https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/hrl_lot5_d5-1_product-specification-document_i3-4_public-1.pdf).
- Latruffe, L., Diazabakana, A., Bockstaller, C., Desjeux, Y., Finn, J., Kelly, E., Ryan, M., Uthes, S. 2016: Measurement of sustainability in agriculture: A review of indicators. *Studies in Agricultural Economics* 118(3): 123–130. DOI: <https://doi.org/10.7896/j.1624>
- Li P., Kleijn D., Badenhausser I., Zaragoza-Trello C., Gross N., Raemakers I., Scheper, J. 2020: The relative importance of green infrastructure as refuge habitat for pollinators increases with local land-use intensity. *Journal of Applied Ecology*, 57(8), 1494–1503. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13658>
- Lieskovský, J., Bezák, P., Špulerová, J., Lieskovský, T., Koleda, P., Dobrovodská, M., Bürgi, M., Gimmi, U. 2015: The abandonment of traditional agricultural landscape in Slovakia – Analysis of extent and driving forces. *Journal of Rural Studies* 37: 75–84. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2014.12.007>
- Lieskovský, J., Kenderessy, P., Špulerová, J., Lieskovský, T., Koleda, P., Kienast, F., Gimmi, U. 2014: Factors affecting the persistence of traditional agricultural landscapes in Slovakia during the collectivization of agriculture. *Landscape Ecology* 29: 867–877. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0023-1>
- Lieskovský, J., Rusňák, T., Klimantová, A., Izsóf, M., Gašparovičová, P. 2017: Appreciation of landscape aesthetic values in Slovakia assessed by social media photographs. *Open Geosciences* 9(1): 593–599. DOI: <https://doi.org/10.1515/geo-2017-0044>
- Lomba, A., Guerra, C., Alonso, J., Honrado, J.P., Jongman, R., McCracken, D. 2014: Mapping and monitoring High Nature Value farmlands: Challenges in European landscapes. *Journal of Environmental Management* 143: 140–150. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.029>
- Marshall, E. J. P., Moonen, A. C. 2002: Field margins in northern Europe: Their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89(1–2): 5–21. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00315-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00315-2)
- Martin, W. 2019: Economic growth, convergence, and agricultural economics. *Agricultural Economics* 50: 7–27.
- Mazúr, E., Lukniš, M., Balatka, B., Loučková, J., Sládek, J. 1986: Geomorfologické členenie SSR a ČSSR. Časť Slovensko. Slovenská kartografia, Bratislava.

- Miklós, L., Diviaková, A., Izakovičová, Z. 2019: Ecological networks and territorial systems of ecological stability. Springer International Publishing.
- Munteanu, C., Radeloff, V., Griffiths, P., Halada, L., Kaim, D., Knorn, J., Kozak, J., Kuemmerle, T., Lieskovsky, J., Müller, D. 2017: Land change in the Carpathian region before and after major institutional changes. *Land-Cover and Land-Use Changes in Eastern Europe after the Collapse of the Soviet Union in 1991*: 57–90.
- Nowak, M.M., Peđziwiatr, K., Stupecka, K., Wawer, R. 2020: Parcel-based layout as a factor affecting the potential availability of ecosystem services provided by tree belts. *Ecological Indicators*. 119: 106836. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106836>
- OECD. 2001: Environmental indicators for agriculture. *OECD Observer* 3(203). DOI: <https://doi.org/10.1787/9789264188556-en>
- Pazúr, R., Bolliger, J. 2017: Land changes in Slovakia: Past processes and future directions. *Applied Geography* 85: 163–175. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.05.009>
- Pe'er, G., Finn, J. A., Díaz, M., Birkenstock, M., Lakner, S., Röder, N., Kazakova, Y., Šumrada, T., Bezák, P., Concepción, E.D., Dänhardt, J., Morales, M.B., Rac, I., Špulerová, J., Schindler, S., Stavrinides, M., Targetti, S., Viaggi, D., Vogiatzakis, I.N., Guyomard, H. 2022: How can the European Common Agricultural Policy help halt biodiversity loss? Recommendations by over 300 experts. *Conservation Letters* 15(6): e12901. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12901>
- Plieninger, T., Draux, H., Fagerholm, N., Bieling, C., Bürgi, M., Kizos, T., Kuemmerle, T., Primdahl, J., Verburg, P.H. 2016: The driving forces of landscape change in Europe: A systematic review of the evidence. *Land Use Policy* 57: 204–214. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.04.040>
- Power A. G. 2010: Ecosystem services and agriculture: Tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554): 2959–2971. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>
- Sklenicka, P., Janovska, V., Salek, M., Vlasak, J., Molnarova, K. 2014: The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation. *Land Use Policy* 38: 587–593. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.01.006>
- Sklenicka, P., Molnarova, K., Brabec, E., Pittnerova, B., Pixova, K., Šálek, M. 2009: Remnants of medieval field patterns in the Czech Republic: Analysis of driving forces behind their disappearance with special attention to the role of hedgerows. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129(4): 465–473. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.10.026>
- Skokanová, H., Faltan, V., Havlicek, M. 2016: Driving forces of main landscape change processes from past 200 years in Central Europe - Differences between old democratic and post-socialist countries. *Ekologia Bratislava* 35(1): 50–65. DOI: <https://doi.org/10.1515/eko-2016-0004>
- Skokanová, H., Slach, T. 2020: Territorial system of ecological stability as a regional example for green infrastructure planning in the Czech Republic. *Landscape Online* 80. DOI: <https://doi.org/10.3097/LO.202080>
- Spânu, I. A., Ozunu, A., Petrescu, D. C., Petrescu-Mag, R. M. 2022: A Comparative View of Agri-Environmental Indicators and Stakeholders' Assessment of Their Quality. *Agriculture (Switzerland)* 12(4): 490. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture12040490>
- Špulerová, J. 2008: Land use changes in the veselovianka river catchment in the Horná Orava region. *Ekologia Bratislava*. 27(3): 326–337.
- Špulerová, J., Bezák, P., Dobrovodská, M., Lieskovský, J., Štefunková, D. 2017: Traditional agricultural landscapes in Slovakia: why should we preserve them? *Landscape Research* 42(8): 891–903. DOI: <https://doi.org/10.1080/01426397.2017.1385749>
- Tetteh, G. O., Gocht, A., Conrad, C. 2020: Optimal parameters for delineating agricultural parcels from satellite images based on supervised Bayesian optimization. *Computers and Electronics in Agriculture*. 178:105696. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105696>.
- Tschumi M., Birkhofer K., Blasiusson S., Jørgensen M., Smith H. G., Ekroos J. 2020: Woody elements benefit bird diversity to a larger extent than semi-natural grasslands in cereal-dominated landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 46: 15–23. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.03.005>

- Val, G. de la F. de, Atauri, J. A., Lucio, J. V. de 2006: Relationship between landscape visual attributes and spatial pattern indices: A test study in Mediterranean-climate landscapes. *Landscape and Urban Planning* 77(4): 393–407. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.05.003>
- Valach M. 2022: Analyses of agri-environmental indicators at regional level in the Slovak republic. *Scientific Papers: Management, Economic Engineering in Agriculture & Rural Development* 22(3).
- van der Zanden, E. H., Verburg, P. H., Múcher, C. A. 2013: Modelling the spatial distribution of linear landscape elements in Europe. *Ecological Indicators* 27: 125–136. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.002>
- Vojtek, M., Vojteková, J. 2019: Land use change and its impact on surface runoff from small basins: A case of Radiša basin. *Folia Geographica* 61(2): 104.
- Wilson G.A., Buller H., 2001. The use of socio-economic and environmental indicators in assessing the effectiveness of EU agri-environmental policy. *European Environment* 11(6): 297–313. DOI: <https://doi.org/10.1002/eet.273>
- Zachar, D. (1982). *Soil erosion*. Elsevier Scientific Pub. Co. : distribution for the U.S.A. and Canada, Elsevier North-Holland, Inc.

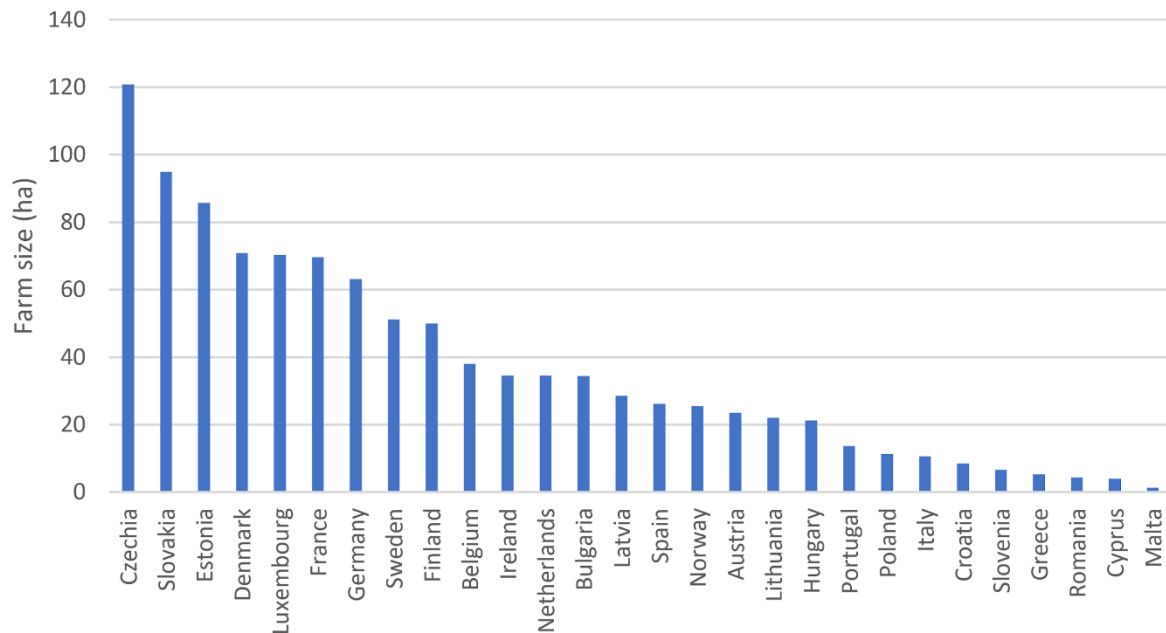
*A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*

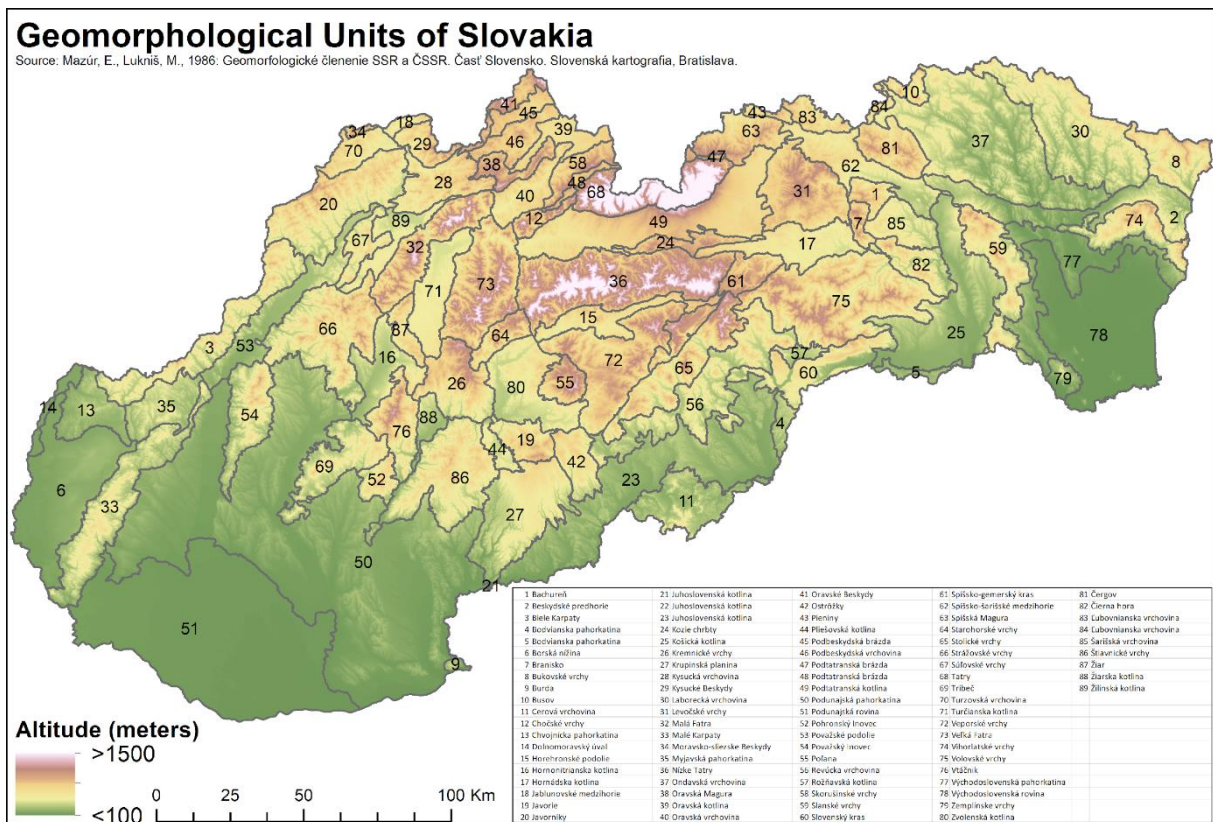


Supplement 1 Average farm size in EU countries (source: EUROSTAT)

Average farm size in EU countries (source: EUROSTAT)



Supplement 2 Geomorphological Units of Slovakia (source: Mazúr, E., Lukniš, M. 1986: Geomorfologické členenie SSR a ČSSR. Časť Slovensko. Slovenská kartografia, Bratislava)



Supplement 3 Farm structure in EU and Slovakia according to EUROSTAT and data from Geospatial Aid Application

Farm size (ha)	Farm size in EU source: EUROSTAT		Farm size in Slovakia source: EUROSTAT		Farm size in Slovakia source: Geospatial Aid Application	
	ha	perc.	ha	perc.	ha	perc.
0–2	2 999 490	1.91	1 620	0.09	3 131	0.17
2–4.9	6 099 940	3.88	11 520	0.62	13 600	0.74
5–9.9	7 892 900	5.01	25 900	1.39	16 732	0.91
10–19.9	11 090 770	7.05	34 570	1.86	39 386	2.14
20–29.9	8 353 790	5.31	27 100	1.45	72 082	3.92
30–49.9	13 695 610	8.70	40 350	2.17	97 787	5.31
50–99.9	24 642 590	15.65	71 700	3.85	135 394	7.36
100 <	82 639 080	52.50	1 649 900	88.58	1 635 072	88.87

The Design and Location Characteristics of Wildlife Overpasses in Hungary

TAMÁS TARI*, ATTILA TAKÁCS, MÁRK FERENC KOVÁCS

University of Sopron, Institute of Wildlife Biology and Management,
9400 Sopron Bajcsy-Zsilinszky. u. 4.; *e-mail: tari.tamas@uni-sopron.hu

Keywords: habitat fragmentation, large ungulates, noise screening, traffic, isolation effect

Abstract: Hungary's motorway network has developed significantly over the past twenty years. These developments have increased the length of fenced roads, which also means increased habitat fragmentation effects. Wildlife crossings have been built on new sections to reduce isolation caused by roads. This study examined 57 wildlife overpasses using satellite imagery. We determined the internal and overall widths of the crossings, their total length and the length of the noise barriers, as well as the width-to-length ratio. The crossings were classified according to ramp design, noise barrier material and noise barrier run-down. In addition, a surface cover map was used to examine landscape features within 500 m of the crossings and evaluate the crossings' placement. The median value of the inner width was 16.1. The median value of the width-to-length ratio was 0.13. Based on this, we concluded that the wildlife crossings in Hungary could be classified as narrow crossings. There was also considerable variation in design characteristics, with the crossings studied not being uniform in either ramp design or noise barrier characteristics. The results of the placement's landscape characterisation indicate that many overpasses in agricultural areas are particularly favourable for roe deer (*Capreolus capreolus*).

Introduction

Road networks are evolving strongly worldwide due to increased passenger and freight transport demands (Meijer et al. 2018). Investments are creating new networks and expanding existing ones to increase traffic capacity and speed. The most intensive traffic is on highways, which also carry significant transit traffic (Percoco 2015). It is often argued that road networks are significant threat to biodiversity (Bennett 2017; Ważna et al. 2020). This is due to the many impacts that roads have on the environment depending on their design (Forman and Alexander 1998). Habitat loss from construction and environmental pressures from traffic must be considered (Forman and Deblinger 2000). Roads can facilitate the spread of invasive species (Seabrook and Dettmann 1996). They also affect wildlife, influencing the diurnal and seasonal movements of different species: some species may avoid roads due to light and noise pollution, while others may be attracted to road environments (Fahring and Rytwinski 2009). Another significant impact of roads on wildlife is mortality from wildlife-vehicle collisions, an increased risk on highways (Hughes et al. 1996). These roads are often fenced to reduce wildlife-vehicle collisions (Clevenger et al. 2001). Fences increase habitat fragmentation, with varying degrees of separation of continuous habitats depending on road width, traffic volume and the presence of fencing (Reed et al. 1996). This reduces

the potential for the free movement of species and limits access to resources. As reproductive opportunities become limited, population numbers and the free flow of genes may decrease (Keller and Largiadér 2003, Serieys et al. 2015). The persistence of a species is not threatened by isolation as long as the movement of individuals between isolated populations is possible, i.e. a viable metapopulation is established (Andrews 1990). Connectivity can be provided in various ways. On freely traversable roads, it can be provided by crossing individuals unaffected by wildlife-vehicle collisions. On fenced-riden roads, the crossing of species can be facilitated by various transport structures, such as culverts (Dodd et al. 2003, Tari and Reinhoffer 2023) or wildlife crossings, which are purpose-built to reduce the fragmentation effects of roads (Bissonette 2007). The design of wildlife crossings has become increasingly important in recent decades and can be found on all continents (Brennan et al. 2022). The most commonly used types are underpasses (Clevenger and Huijser 2011) and overpasses (Ballók et al. 2010).

The length of highways and motorways in Hungary doubled between 2005 and 2020. While in 2005 there were 859 km of roadway, in 2020 there was 1774 km. Between 2020 and 2023, additional sections were completed, bringing the entire motorway network to nearly 1900 km. Further road upgrades are expected in the future. Because of such an increase in road mileage, habitat fragmentation must be considered, and wildlife crossings have been built on newly constructed sections. The study identified the design characteristics and site selection features of wildlife overpasses on Hungarian highways and motorways. The results are then compared with the existing normative / recommendations, and their effectiveness is discussed.

Material and methods

The study covered Hungary's fenced highway, motorway and main road networks. That covered approximately 2700 km of roads. Based on the data of the Hungarian Road Data Bank and the analysis of satellite images of the road network, a total of 57 wildlife overpasses were included in the study (Figure 1).

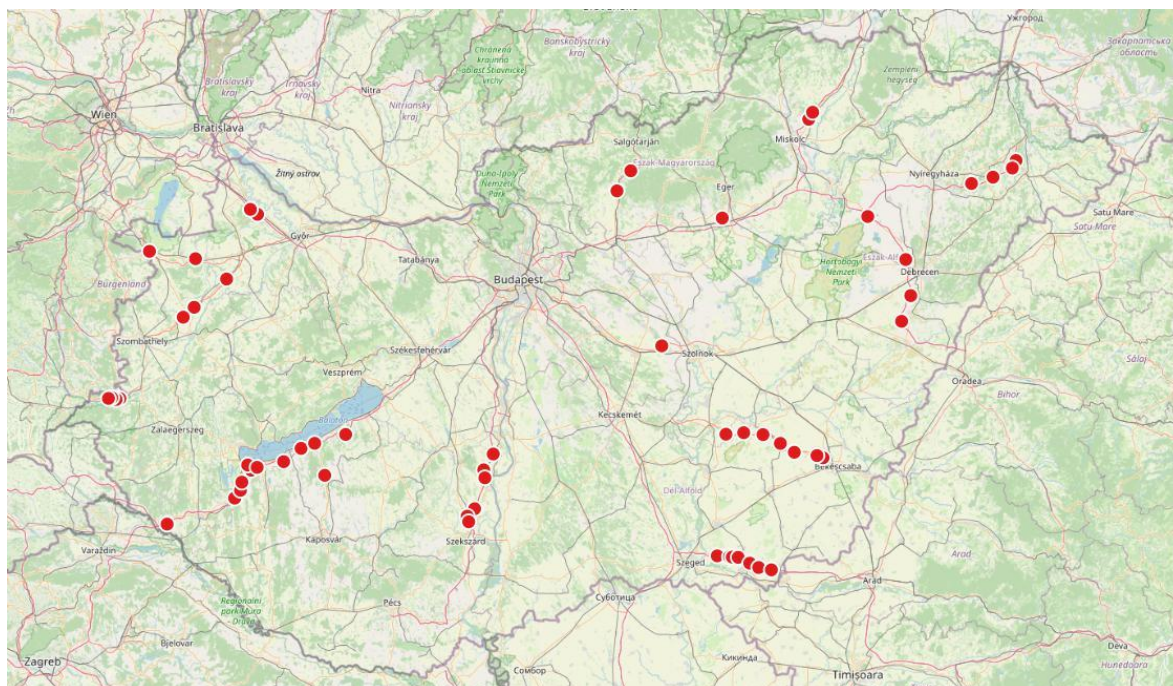


Figure 1 Location of the surveyed overpasses (Map data copyrighted OpenStreetMap contributors and available from <https://www.openstreetmap.org>)

1. ábra A vizsgált átjárók elhelyezkedése

In this study, measurements were taken using Google Earth Pro 7.3.6.9345 (64-bit) software (Harrington et al. 2017), a program capable of analysing the dimensional parameters of wildlife crossings with the accuracy required (Brennan et al. 2022). Four measurable parameters were recorded for each crossing. These were: A.) - Inner width (meter), the internal width of the crossing that is suitable for animals (movement corridor, not including screens or fencing) B.) - Total crossing width (meter), the distance between the two outer edges of the construction. C.) - Total length of the crossing (meter), in the longitudinal axis of the crossing, based on the distance between the start of the access ramps. D.) - Length of side screens/noise barrier (meter), measured along the longitudinal axis of the passage from the start to the end of the screening (screening aims to reduce the disturbance of animals by light or noise). The width-to-length ratio was also determined using the internal width and the length of the screens (A/D) (Figure 2).

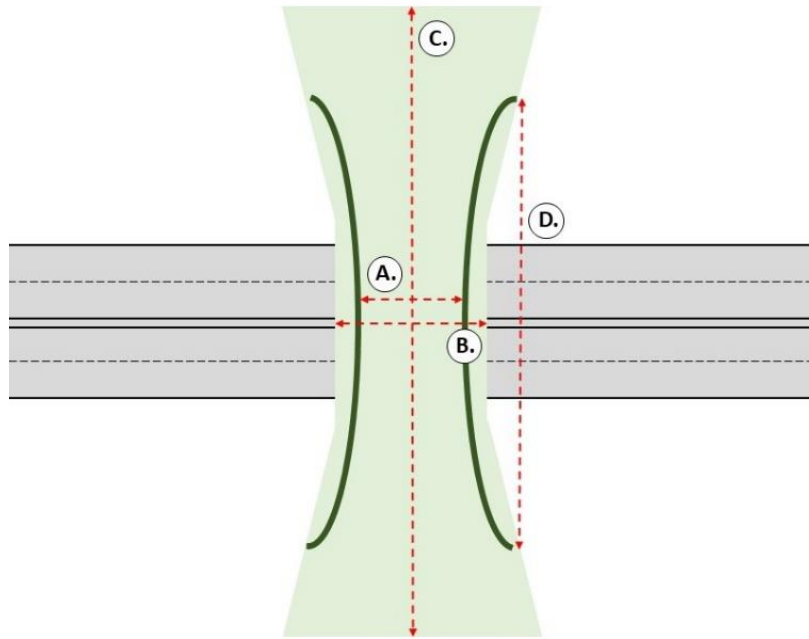


Figure 2 Measurement sites at the overpass (Brennan et al. 2022) (A.: Inner width, B.: Total width, C.: Total length of the crossing, D.: Length of screen/noise barrier)

2. ábra Mérési helyek elhelyezkedése az átjárón (A.: Belső (közlekedő folyosó) szélessége, B.: Teljes szélesség, C.: Átjáró teljes hossza, D.: Zajvédő fal hossza)

In addition to the measured parameters, the design characteristics of the crossings and their occurrence concerning the total number of crossings were determined. According to the shape of the access ramps, two groups could be differentiated: those with a straight design (a.) and those with a parabolic shape design (b.) (hourglass shape (b.1), semi-hill shape (b.2)) (Figure 3).

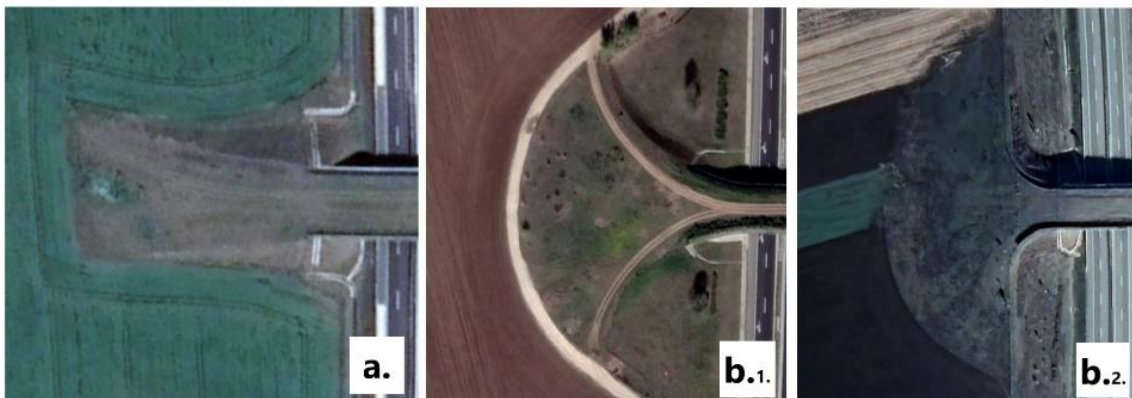


Figure 3 Shape of the access ramps (a.: straight design, b.: parabolic shape design (b.1.: hourglass shape, b.2.: semi-hill shape))

3. ábra Rámpa kialakítás (a.: egyenes, b.: parabolika (b.1.: homokóra forma, b.2. féldomb forma))

Four noise barrier/screening design variations were observed regarding the choice of materials. These were: a.) vegetation (Hedge-like structures) only, b.) wood pile and vegetation, c.) wood pile only and d.) panels (Figure 4).



Figure 4 The noise barrier/screening design variations (a.: vegetation only, b.: wood pile and vegetation, c.: wood pile only, d.: panels)

4. ábra Zajvédőfalak típusai (a.: csak növényzet, b.: fa cölöpfal és növényzet, c.: csak fa cölöpfal, d.: panel)

Four different noise barrier/screening designs were observed in regard to the way they run-down the ramp: a.) right-angled (turns 90 degrees end of the ramp to continue parallel to the roadway), b.) straight, c.) curved (following the curve of the ramp at the hourglass and semi-dome design), d.) cut (noise barrier/screening present only on movement corridor) (Figure 5).



Figure 5 Noise barrier/screening designs (a.: right-angled, b.: straight, c.: curved, d.: cut)

5. ábra Zajvédőfal lefutásának típusai (a.: derékszögű, b.: egyenes, c.: íves, d.: levágott/nincs lefutás)

The measured parameters of the groups were compared by the Kruskal-Wallis test, and differences between groups were analysed using the Mann-Whitney pairwise method. To analyse the landscape characteristics of overpasses placement, buffers with a 500-meter radius were established around the overpasses (Schmidt et al. 2021). Within these buffers, the habitat was surveyed using a 20x20 meter resolution raster layer "Hungarian Ecosystem Atlas Map" (Ministry of Agriculture 2019), using QGIS software (QGIS Development Team 2023). Seven habitat types were identified: Urban, Roads and railways, Croplands, Grasslands, Forests and woodlands, Wetlands, Rivers and lakes. Based on the habitat type composition within the buffers, overpasses were clustered using Cluster analysis (Nagy et al. 2021), with Ward's methods. The average percentage of landscape cover was determined for each of the separate clusters. PAST4 software was used for statistical analyses (Hammer et al. 2001). Normality tests of the data were performed (Shapiro-Wilk test). The parameters of the overpasses were not found to be normally distributed, so non-parametric tests were performed (Kruskal-Wallis test, Mann-Whitney U-test). For the medians, the 25th and 75th quartiles are given in parentheses. For information purposes, mean values and standard deviations are shown in the supplementary material.

Results

Characteristics of overpasses

As a first step in the study, 57 wildlife crossings were categorised according to their design characteristics. 56.1% (n = 32) were of the straight ramp design type, while 43.9% (n = 25) were of the hourglass or semi-hill design type. In terms of noise barrier (screening) design, 47.4% (n = 27) had wood piles only, 35.1% (n = 20) had wood piles and vegetation, and 15.1% (n = 9) had vegetation only, with only 1 case of panel protection. In terms of the run-down of the noise barrier, the straight type was observed in 38.6% (n = 22) of the overpasses, the curved design was observed in 31.6% (n = 18), the cut noise barrier was observed in 26.3% (n=15), while right-angled occurred in 3.5% (n = 2). As can be seen, significant variation in design occurred, which also affected dimensional characteristics. The median value of the inner width was 16.1 (9.6–18.7) meters (min: 5.7, max: 20.2). The median value for the total width was 23.2 (19.9–24.4) meters (min: 19.1, max: 27.9). The difference between the two values was significant (Mann-Whitney U-test; $U = 60.5$, $p < 0.001$). For the total length of the overpasses, the median value was 148.5 (124.7–171) meters (min: 89.4, max: 288.4). For the length of the noise barriers, the median value was 93.1 (77.2–114.8) meters (min: 50.7, max: 265.3). The difference between the two values was verifiable (Mann-Whitney U-test; $U = 426.5$, $p < 0.001$). The median value of the width-to-length ratio was 0.13 (0.11–0.22) (Figure 6).

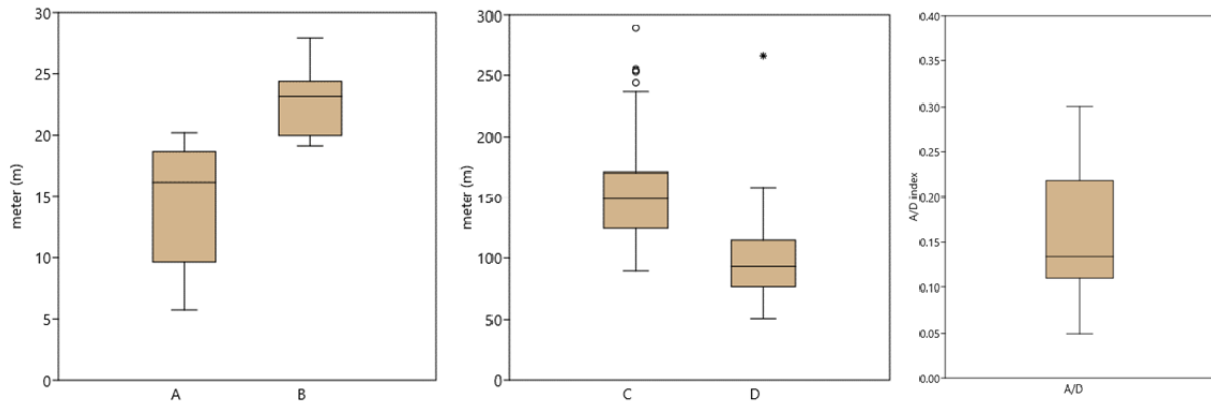


Figure 6 Dimensioning characteristics of overpasses (A.: inner width, B.: total width, C.: total length of the crossing, D.: length of screen/noise barrier, A/D.: width-to-length ratio)

6. ábra Átjárók méretezési jellemzői (A.: belső (közlekedő folyosó) szélessége, B.: teljes szélesség, C.: átjáró teljes hossza, D.: zajvédő fal hossza, A/D.: közlekedőszélesség/zajvédőfal hosszának aránya)

The median value with 25th quartile (Q1) and 75th quartile (Q3) value of each parameter for each design variations are reported in Table 1, to present the significant differences between different designs and the impact of the design on dimensioning of the overpasses.

Table 1 Dimensioning different designs (A.: inner width, B.: total width, C.: total length of the crossing, D.: length of screen/noise barrier, A/D.: width-to-length ratio)

1. táblázat Különböző kialakítási típusú átjárók átlagos méretjellemzői (A.: belső (közlekedő folyosó) szélessége, B.: teljes szélesség, C.: átjáró teljes hossza, D.: zajvédő fal hossza, A/D.: közlekedőszélesség/zajvédőfal hosszának aránya)

CHARACTERISTIC OF ACCESS RAMPS	A ^{N.S.}		B ^{N.S.}		C ^{N.S.}		D ^{**}		A/D ^{N.S.}	
	med ¹	Q1-Q3	med ¹	Q1-Q3	med ¹	Q1-Q3	med ¹	Q1-Q3	med ¹	Q1-Q3
parabolic shape design	12.4	9.5-18.6	20.3	19.7-24.4	145.2	119.1-182.3	81.9	73.7-95.5	0.18	0.11-0.23
straight design	16.6	10.6-18.6	23.5	20.4-24.3	151	128.4-167.9	105.7	89,3-146.6	0.13	0.09-0.19

SCREENING MATERIALS	A ^{**}		B ^{**}		C ^{N.S.}		D ^{N.S.}		A/D ^{**}	
	median	Q1-Q3	median	Q1-Q3	median	Q1-Q3	median	Q1-Q3	median	Q1-Q3
wood pile only	18.6	16.9-19.5	23.9	23.2-24.5	158.5	127.1-172.1	97.7	72.8-119.9	0.18	0.14-0.24
vegetation only	6.9	6.4-7.4	19.9	19.7-20.7	128.3	116.9-135.5	98.4	92.8-122.7	0.06	0.06-0.08
wood pile and vegetation	11.9	9.6-17.4	20.3	19.8-24.3	155	126.7-217.9	84.8	75.1-110.6	0.12	0.11-0.21

SCREENING RUN-DOWN DESIGN	A ^{N.S.}		B [*]		C ^{**}		D ^{**}		A/D ^{**}	
	median	Q1-Q3	median	Q1-Q3	median	Q1-Q3	median	Q1-Q3	median	Q1-Q3
cut or right-angled	12.3	9.6-18.1	20.2	19.7-23.7	170	148.6-220.5	77.3	67.4-89.9	0.18	0.12-0.23
straight	15.3	8.5-19.1	23.5	20.1-24.3	142.3	121.1-160.9	113.9	92.9-150.7	0.12	0.07-0.14
curved	18.4	10-19.1	23.9	20.2-25.3	127.9	115.2-170.4	87.3	74.1-109.7	0.18	0.11-0.24

For data pairs: Mann-Whitney U test, for data triples: Kruskal-Wallis test: N.S. – non-significant, * 0.01<p<0.05, ** p<0.01

¹ median

It can be concluded that the ramp design showed a verifiable difference only for the length of the noise barriers after performing the Mann-Whitney U-test ($p=0.001$), with the straight design having a higher mean length value of 34.8%.

For the design of the noise barriers, the Kruskal-Wallis test showed a difference in three of the five tested parameters ($p<0.001$). For the inner width, the paired comparison showed that all three types differed. Overpasses with vegetation only had the smallest inner width diameter, followed by overpasses with a combination of wood pile and vegetation, and overpasses with wood pile had the widest movement corridor. For the case of total width, the paired comparison showed that the wood pile crossings were wider, while there was no demonstrable difference between the other two types. All three types differed for the width/length ratio, with the highest value for the wood pile-only screening, followed by the wood pile with vegetation type, and the lowest value for the vegetation-only screening.

Looking at the classification of the noise barrier by run-down, the Kruskal-Wallis test did not confirm a difference in the inner width ($p = 0.473$), while in the other cases, it did (B: $p = 0.028$, C: $p = 0.006$, D: $p < 0.001$, A/D: $p = 0.004$). In the paired comparisons for total width, only the curved design differed from the other two types ($p = 0.012$). For total length, overpasses with cut or right-angled break screening were demonstrably longer than straight type ($p = 0.007$) or curved type ($p = 0.005$). The latter two types did not differ from each other ($p = 0.653$). For the length of the noise barrier, all three paired comparisons demonstrated a difference ($p < 0.001$). The shortest noise barriers were those with a cut or right-angled break, with a higher value for those with a curved

design, and the most extended noise barriers were those with a straight type. For the width-to-length ratio, the curved design did not differ from the cut ($p = 0.908$), while the mean value of the straight screening was demonstrably lower than the others ($p = 0.002$, $p = 0.011$).

Landscape characteristics of overpasses

After examining the design features, the landscape characteristics of the location of the gateways were assessed. The landscape composition in the 500 m vicinity of the crossings and its occurrence concerning the total number of crossings were as follows: Urban (average cover ratio: 4.2%, occurrence: 84.2%), Roads and railways (average cover ratio: 3.7%, occurrence: 98.2%), Cropland (average cover ratio: 58.9%, occurrence: 94.7%), Grassland (average cover ratio: 4.7%, occurrence: 93%), Forests and woodland (average cover ratio: 24.8%, occurrence: 94.7%), Wetlands (average cover ratio: 3.4%, occurrence: 64.9%), Rivers and lakes (average cover ratio: 0.4%, occurrence: 19.3%). The cover values for each landscape element show a wide variation between the studied overpasses (Figure 7).

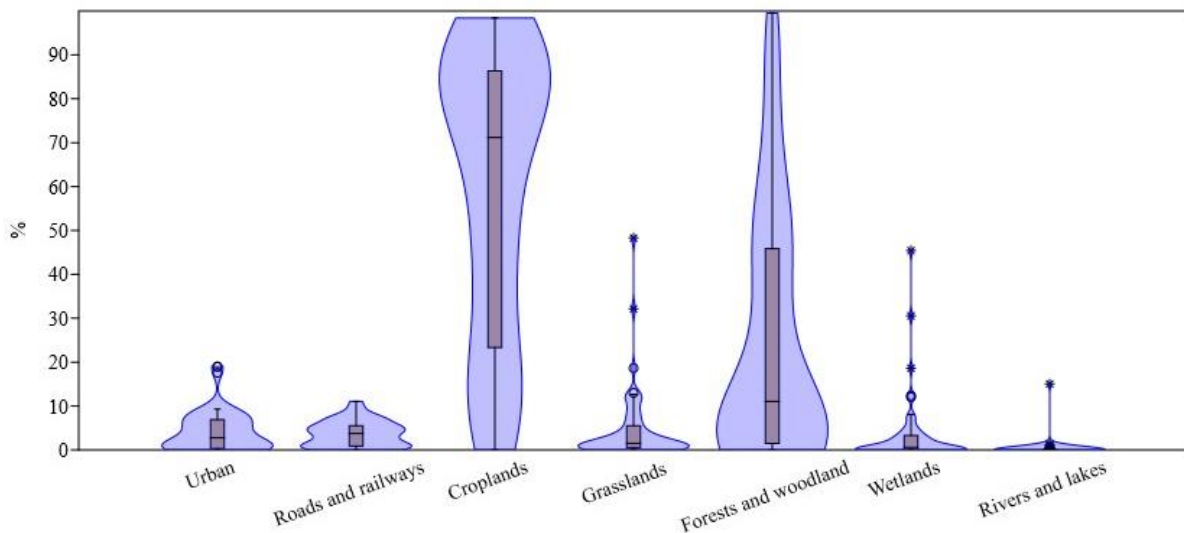


Figure 7 Distribution of cover values of habitat types

7. ábra Élőhelytípusok borítási értékeinek eloszlása (épített környezet, mesterséges vonalas létesítmények, agrárterületek, gyepterületek, erdők és egyéb fásszárú vegetáció, vizes élőhelyek, felszíni vizek)

Due to the high variance, it was necessary to classify the overpasses according to habitat characteristics in order to evaluate the location selection. For this purpose, cluster analysis was performed, two main groups and three to three subgroups per main group were separated based on the landscape elements surrounding the overpasses (Figure 8).

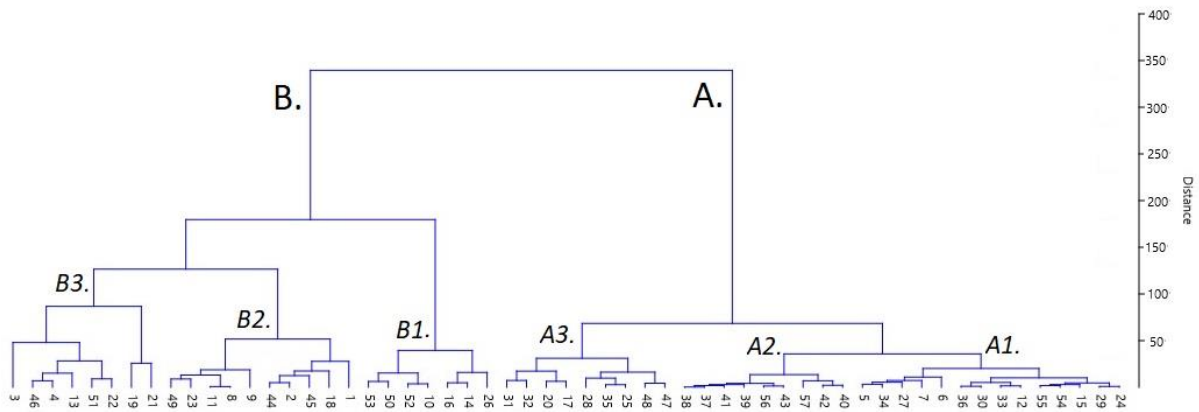


Figure 8 Grouping of gateways by habitat cover values

8. ábra Átjárók csoportosítása élőhelyek borítási értékei alapján (2 főcsoport A. és B., 3-3 alcsoporttal)

Dominant habitat types can characterise distinct main groups. Main group A. includes overpasses ($n = 32$) with an average of 84.4% of Cropland in their vicinity, which can be considered as "Cropland overpasses". While for the remaining overpasses B. ($n = 25$), the dominant landscape type is Forest and woodlands vegetation, with a proportion of 50.6%; these can be classified as "Forest overpasses".

The two main groups can be further subdivided into three subgroups, depending on the habitat types that are more important in addition to the dominant landscape type (Figure 9).

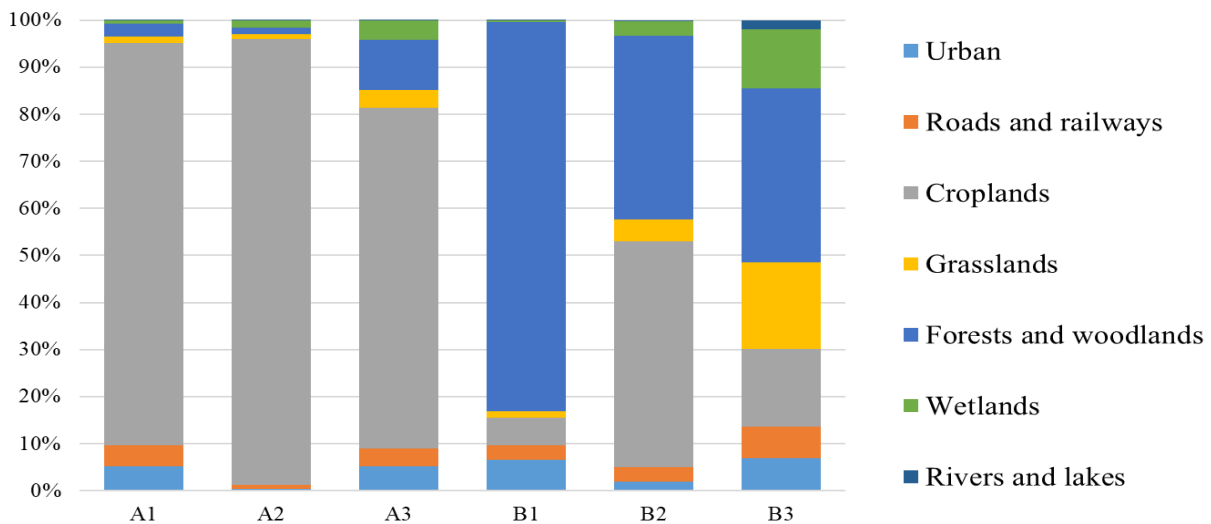


Figure 9 Landscape characteristics of the subgroups

9. ábra Alcsoportok táji jellemzői (épített környezet, mesterséges vonalas létesítmények, agrárterületek, gyepterületek, erdők és egyéb fásszerű vegetáció, vizes élőhelyek, felszíni vizek)

In the case of cropland overpasses, subclass A1. is dominated by Croplands (85.5%), followed by Urban environment (5.1%) and Roads and railways elements (4.1%). For A2. the dominance of Cropland is even higher (94.9%). While in subgroup A3. the proportion of Cropland is slightly reduced (72.2%), with the presence of Forests and

woodlands (10.6%) and Urban (5.1%). Forest overpasses, subgroup B1, have the highest Forest and woodland cover (82.7%), with Urban (6.5%) and Croplands (5.8%). In the main subgroup B2, the presence of Forests and woodland decreases (39%) and becomes dominated by Croplands (47.9%). In the last subgroup B3, the proportion of Forests and woodlands decreases somewhat further (37%), with the highest proportion of Grasslands (18.5%), followed by Croplands (16.5%) and the highest presence of Wetlands (12.4%). Overall, this is considered the group with the most diverse habitat.

Discussion

After examining the 57 overpasses included in the research, significant differences can be observed in the design of the overpasses in Hungary. Regarding the total width of the crossings, it can be established that the median value for the total width was 23.2 (19.9–24.4) meters. This value is in line with the previously effective (from 12.01.2007 to 05.2019) e-ÚT_2-1.304:2007 "Ecological Passages" Road Technical Regulation, which recommends a width of at least 20 meters. However, the value falls short of e-ÚT_03.07.53:2019, which came into force on 15.05.2019, and e-ÚT_03.07.53:2019/M1:2021, which was amended on 15.09.2021, "Ecological gateways and protective fences construction next to public roads" from those specified in the Road Technical Regulations. This document already foresees a width of 25 meters for the movement corridor. The total width of the crossings completed after 2019 approaches this value, but the internal width does not reach it. If crossings are built in the future, an increase in width can be expected. Much more significant differences can be observed in the case of the inner width. It was proven that the solutions used for noise barriers (screenings) influenced the internal dimensions. The narrowest movement corridor occurred at those overpasses where only vegetation was planted as a noise barrier. The presence of natural vegetation has been proven to help the use of overpass (Sołowczuk 2020), but noise barriers cannot be passed through, so they do not fulfil this role. No bushes or woody vegetation could be observed in the traffic corridor of the examined crossings; in all cases, it was covered with grass. The combination of the wood pile and the vegetation provides a wider movement corridor; the presence of a single row of shrubs is typical. The widest movement corridor was provided by the overpasses with only wood pile screening. The median value of the inner width was 16.1 (9.6–18.7) meters, which is well below other European (38 meters) and American (33 meters) examples (Brennan et al. 2022). Small-width overpasses can be less effective than those with a wide design (Clevenger and Waltho 1997); 50-meter-wide overpasses are considered the most optimal (Clevenger and Huijser 2011). In addition to the width, the length of the crossings and the length of the noise barrier, which determines the size of the traffic corridor, are important features that affect use. Regarding both, the sizing values of the overpasses in Hungary exceed the region's values (Brennan et al. 2022). As a result, the median width/length ratio (0.13) falls short of the optimal value of 0.8 (Iuell et al. 2003). The intensity of use can be influenced by the design of the access ramp, with long or steep-sided ramp types making it difficult

for some species to cross (Clevenger and Huijser 2011). 56.1% of the access ramps included in the study had a straight ramp, while the more optimally designed hourglass or semi-hill-shaped ramps were found in 43.9%. The use of crossings is influenced mainly by traffic volume (Singer and Doherty 1985), noise barriers are protection against disturbance, but their layout can also affect game movement. In several cases, a straight run type was observed on the ramp, which may impede the use of the ramp by animals coming from the side. The three other types (curved, cut and right-angled), which occurred in 61.4% of cases, were more optimal.

In addition to design, the use of crossings is strongly influenced by their location (Ng et al. 2004). Sharp habitat differences between the two sides of a crossing can reduce crossing use (Clevenger and Waltho 2003). The presence of human habitat and other linear facilities can also negatively affect crossing use (Iuell et al. 2003). Based on the results of the habitat characterisation studies, the presence of human disturbance near the overpasses is a common phenomenon in Hungarian overpasses. It was also observed that fourteen overpasses (subgroups B2. and B3.) showed a highly mosaic composition, with sharp separation between the two sites. For the remaining overpasses, three sub-groups (A1., A2., A3.) were dominated by cropland habitats, while only one sub-group was dominated by forest habitats (B1.). This distribution is not considered optimal because the overpasses are mainly designed for large ungulate species, which prefer this crossing type (Kusak et al. 2009). In Hungary, these large mammals include the red deer (*Cervus elaphus*), roe deer (*Capreolus capreolus*), wild boar (*Sus scrofa*), fallow deer (*Dama dama*) and mouflon (*Ovis gmelini musimon*). Of these species, the red deer and mouflon are found mainly in forested areas. Wild boar and fallow deer may also be present in mosaic agricultural areas with forest patches and forested areas as well. Roe deer is the dominant species in low forest cover croplands (Csányi et al. 2022). Based on the space and habitat use characteristics of these species (Náhlik et al. 2009, Heffenträger et al. 2014, Tari et al. 2014, Náhlik et al. 2022, Tóth et al. 2014) and the landscape characteristics of the overpasses, it can be concluded that the placement of overpasses in Hungary is mainly favourable for roe deer. As the construction of overpasses is very costly (McGuire and Morrall 2000), it is preferable to locate them in areas where they provide access for as many of the above species as possible. In order to meet the needs of red deer and wild boar, the overpasses should be placed so that it connects directly with forest areas. In agricultural areas, the role of combined underpasses can be important for deer (van der Ree and van der Grift 2015).

Overall, it can be concluded that the design of overpasses in Hungary cannot be considered fully uniform. In several cases, there are design features that may reduce the efficiency of the overpasses. In addition, some features were observed in the location of some overpasses which may reduce the efficiency of use for certain species.

Acknowledgements

Supported by the ÚNKP-22-4-II-SOE-96 new national excellence program of the Ministry for Culture and Innovation from the source of the National Research, Development and Innovation Found. Special thanks to Alberto Lapina for reviewing and commenting on the manuscript.

References

- Andrews, A. 1990: Fragmentation of Habitat by Roads and Utility Corridors: A Review. *Australian Zoologist*, 26(3-4):130–141. DOI: <https://doi.org/10.7882/AZ.1990.005>
- Ballók, Zs., Náhlik, A., Tari, T. 2010: Effects of building a highway and wildlife crossings in a red deer (*Cervus elaphus*) habitat in Hungary, *Acta Silvatica Lignaria Hungarica*, 6: 67–74
- Bennett, V.J. 2017: Effects of Road Density and Pattern on the Conservation of Species and Biodiversity. *Current Landscape Ecology Reports* 2:1–11. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40823-017-0020-6>
- Bissonette, J. A. 2007: Evaluation of the use and effectiveness of wildlife crossings. National Cooperative Highway Research Program (NCHRP) 25-27. Final report. Trans. Research Board, Washington DC.
- Brennan, L., Chow, E., Lamb, C. 2022: Wildlife overpass structure size, distribution, effectiveness, and adherence to expert design recommendations. *PeerJ*. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.14371>
- Clevenger, A.P., Waltho, N. 2003: Long-term, year-round monitoring of wildlife crossing structures and the importance of temporal and spatial variability in performance studies, *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation*, 293–302.
- Clevenger, A.P., Waltho, N. 2005: Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121(3): 453–464. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.04.025>
- Clevenger, A. P., Huijser, M. P. 2011: Wildlife crossing structure handbook design and evaluation in North America. Western Transportation Institute. Final Report FHWA-CFL/TD-11-003; p. 224.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. 2001: Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, 29: 646–653.
- Csányi S. Márton M., Bóti Sz., Schally G. 2022: Vadgazdálkodási Adattár - 2021/2022. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő, p. 70.
- Dodd, C. K., Barichivich, W. J., Smith, L.L. 2004: Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation*, 118: 619–631. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.011>
- Fahrig, L., Rytwinski, T. 2009: Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical Review and Synthesis. *Ecology and Society*, 14(1): 21
- Forman, R. T. T., Alexander L.E. 1998: Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29(1): 207–231. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>
- Forman, R. T. T., Deblinger, R.D. 2000: The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban Highway. *Conservation Biology*, 14: 36–46.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. 2001: PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol Electron*, 4(1): 9.
- Harrington, S., Teitelman, J., Rummel, E., Morse, B., Chen, P., Eisentraut, D., McDonough, D. 2017: Validating google earth pro as a scientific utility for use in accident reconstruction. *SAE International Journal of Transportation Safety*, 5(2): 135–166. DOI: <https://doi.org/10.4271/2017-01-9750>
- Heffenträger G., Sándor Gy., Tari T., Náhlik A. 2014: Dámszarvas (*Dama dama*) mezei- és erdei élőhelypreferenciájának vizsgálata, In: Bidló A. Horváth A. Szűcs P. (szerk.): IV. Kari Tudományos Konferencia: Konferencia kiadvány, Sopron, pp. 255–260.
- Hughes, W. E., Saremi, A. R., Paniati, J. F. 1996: Vehicle-animal crashes: an increasing safety problem. *Institute of Transportation Engineers Journal*, 66: 24–28.
- Iuell, B., Bekker, H., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlavac, V., Keller, V., Rosell, C., Sangwine, T., Torslov, N., Wandall, B. M. 2003: COST 341 habitat fragmentation due to transportation infrastructure.

- Wildlife and traffic: a European handbook for identifying conflicts and designing solutions. Brussels: European Co-operation in the Field of Scientific and Technical Research, p. 172.
- Keller, I., Largiad`er, C. R. 2003: Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, 270: 417–423. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2247>
- Kusak, J., Huber, D., Gomerčić, T., Schwaderer, G., Gužvica, G. 2009: The permeability of highway in Gorski kotar (Croatia) for large mammals. *European Journal of Wildlife Research*, 55(1): 7–21. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0208-5>
- McGuire, T., Morrall, J. 2000: Strategic highway improvements to minimize environmental impacts within the Canadian Rocky Mountain National Parks. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 27(3): 523–532. DOI: <https://doi.org/10.1139/l99-096>
- Meijer, J. R., Huijbregts, M. A., Schotten, K. C. G. J., Schipper, A. M. 2018: Global patterns of current and future road infrastructure, *Environmental Research Letters*, 13(6): 064006 DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabd42>
- Nagy, E., Benedek, I., Zsolnai, A., Halász, T., Cservincsik, Á., Ács, V., Nagy, G., Tari, T. 2021: Habitat Characteristics as Potential Drivers of the *Angiostrongylus daskalovi* Infection in European Badger (*Meles meles*) Populations. *Pathogens*, 10(6): 715. DOI: <https://doi.org/10.3390/pathogens10060715>
- Náhlík, A., Farkas, A., Tari, T. 2022: First hungarian GPS telemetry results on mouflon home-range evaluation and habitat use. *Abstracts of the 8th World Conference on Mountain Ungulates*, p. 65.
- Náhlík, A., Sándor, Gy., Tari, T., Király, G. 2009: Space use and activity patterns of red deer in a highly forested and in a patchy forest-agricultural habitat. *Acta Silvatica Lignaria Hungarica*, 5: 109–118.
- Ng, S. J., Dole, J. W., Sauvajot, R. M., Riley, S. P. D., Valone, T.J. 2004: Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation*, 115: 499–507. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00166-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00166-6)
- Percoco, M. 2016: Highways, local economic structure and urban development. *Journal of Economic Geography*, 16(5): 1035–1054. DOI: <https://doi.org/10.1093/jeg/lbv031>
- QGIS Development Team. 2023: QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Reed, R. A., Johnson-Barnard, J., Baker, W. L. 1996: Contribution of roads to forest fragmentation in the rocky mountains. *Conservation Biology*, 10: 1098–1106. DOI: <https://www.jstor.org/stable/2387146>
- Schmidt, G. M., Lewison, R.L., Swarts, H. M. 2021: Pairing long-term population monitoring and wildlife crossing structure interaction data to evaluate road mitigation effectiveness. *Biological Conservation*, 257: 109085 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109085>
- Seabrook, W., Dettmann, E. B. 1996: Roads as activity corridors for cane toads in Australia. *Journal of Wildlife Management*, 60: 363–368. DOI: <https://doi.org/10.2307/3802236>
- Serieys, L. E. K., Lea, A., Pollinger, J. P., Riley, S. P. D., Wayne, R. K. 2015: Disease and freeways drive genetic change in urban bobcat populations. *Evolutionary Applications*, 8: 75–92. DOI: <https://doi.org/10.1111/eva.12226>
- Sołowczuk, A. 2020: Effect of Landscape Elements and Structures on the Acoustic Environment on Wildlife Overpasses Located in Rural Areas. *Sustainability*, 12(19): 7866 DOI: <https://doi.org/10.3390/su12197866>
- Tari T., Reinhoffer I. 2023: Közúti műtárgyak szerepe az autópályák átjárhatóságában szőrmés ragadozófajok esetében. *Magyar Ápróvad Közlemények*, 15: 1–9. DOI: <https://doi.org/10.17243/mavk.2023.001>
- Tari T., Sándor Gy., Heffentrager G., Pócsa G., Náhlík A. 2014: A vaddisznó területhasználata és aktivitása egy síkvidéki élőhelyen In: Lipák, L. (szer.): Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói Nap XXII: Tudományos eredmények a gyakorlatban, p. 29–36.
- Tóth B., Bleier N., Schally G., Lehoczki R., Csányi S. 2014: Otthonterület-becslési módszerek összehasonlítása az őz (*Capreolus capreolus*) területhasználatának elemzésében. *Vadbiológia*, 16: 51–62.

- van der Ree, R., van der Grift, E. A. 2015: Recreational co-use of wildlife crossing structures. In: van der Ree, R., Smith, D.J., Grilo, C. (Eds.): Handbook of Road Ecology. John Wiley & Sons, Oxford, p. 184–189.
- Ważna, A, Kaźmierczak, A, Cichocki, J, Bojarski, J, Gabryś G 2020: Use of underpasses by animals on a fenced expressway in a suburban area in western Poland. Nature Conservation, 39: 1–18. DOI: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.39.33967>

Útpálya feletti vadátjárók kialakítási és elhelyezési jellemzői Magyarországon

T. TARI, A. TAKÁCS, M. F. KOVÁCS

Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézet,
9400 Sopron Bajcsy-Zs.u. 4., e-mail: tari.tamas@uni-sopron.hu

Kulcsszavak: élőhely-fragmentáció, nagytestű patások, zajvédelem, közlekedés, elszigetelődés

Absztrakt: Magyarország gyorsforgalmi úthálózata jelentősen fejlődött az elmúlt 20 évben. A fejlesztéseknek köszönhetően emelkedett a kerítéssel ellátott utak hossza, ami az élőhelyfragmentációs hatások erősödését is jelenti. Az utak okozta izoláció mérséklése érdekében vadátjárók épültek az új szakaszokon. A kutatásban 57 útpálya fölött kialakított vadátjárót vizsgáltunk meg műholdfelvételek felhasználásával. Meghatároztuk az átjárók belső és teljes szélességét, teljes hosszukat és a zajvédőfalak hosszát, valamint a szélesség/hosszúság arányt. Osztályoztuk az átjárókat: rámpa kialakítás szerint, zajvédőfalak anyaga szerint valamint a zajvédőfalak lefutása szerint. Továbbá felszínborítási térkép segítségével az átjárók 500 méteres körzetében vizsgáltuk a táji jellemzőket és értékeltük az átjárók elhelyezését. Eredményeink alapján megállapítható, hogy a felüljárók közlekedési folyosójának szélessége a median értéket figyelembevéve 16,1 méter volt. A szélesség-hosszúság arány pedig 0,13. Ez alapján megállapítottuk, hogy a magyarországi vadátjárók a keskeny átjárók közé sorolhatók. A kialakítási jellemzőkben szintén jelentős variancia volt megfigyelhető, a vizsgált átjárók nem voltak egységesek sem a rámpa kialakításában sem pedig a zajvédőfalak jellemzőiben. Az elhelyezés táji jellemzőinek vizsgálati eredményei alapján megállapítható, hogy magas az agrárterületeken kialakított átjárók száma, ami elsősorban az őz (*Capreolus capreolus*) számára kedvez.

Appendix 1 Dimensioning of overpasses, mean and \pm SD (A.: inner width (meter), B.: total width (meter), C.: total length of the crossing (meter), D.: length of screen/noise barrier (meter), A/D.: width-to-length ratio)

1. *Melléklet* Átjárók méretjellemzői kialakítás szerint átlag- és szórás értékekkel (A.: belső (közlekedő folyosó) szélessége (méter), B.: teljes szélesség (méter), C.: átjáró teljes hossza (méter), D.: zajvédő fal hossza (méter), A/D.: közlekedőszélesség/zajvédőfal hosszának aránya, (méter))

MEAN CHARACTERISTIC	A	B	C	D	A/D
overall	14 \pm 4.8	22.2 \pm 2.4	156.8 \pm 44.6	101.3 \pm 35.8	0.16 \pm 0.06
CHARACTERISTIC OF ACCESS RAMPS	A	B	C	D	A/D
parabolic shape design	14 \pm 5	22.3 \pm 2.8	157.7 \pm 47.5	84.7 \pm 14.9	0.17 \pm 0.1
straight design	14.7 \pm 4.7	22.5 \pm 2	156 \pm 43	114.3 \pm 41.9	0.143 \pm 0.1
SCREENING MATERIALS	A	B	C	D	A/D
wood pile only	17.6 \pm 2.7	23.6 \pm 1.8	156.6 \pm 41.7	100.5 \pm 29.7	0.188 \pm 0.1
vegetation only	7.0 \pm 0.9	20.1 \pm 0.5	126.4 \pm 13.3	106.2 \pm 23.2	0.068 \pm 0.09
wood pile and vegetation	13.1 \pm 3.8	21.9 \pm 2.7	170.1 \pm 52.7	100.9 \pm 48.3	0.147 \pm 0.1
SCREENING RUN-DOWN DESIGN	A	B	C	D	A/D
cut or right-angled	13.7 \pm 4	21.3 \pm 2	181.6 \pm 40.9	77.3 \pm 15.6	0.185 \pm 0.1
straight	14.1 \pm 5.1	22.4 \pm 2.2	148.2 \pm 43.4	127.3 \pm 41.1	0.115 \pm 0.09
curved	15.4 \pm 5.3	23.3 \pm 2.6	143.7 \pm 42	92.2 \pm 19.4	0.176 \pm 0.1

A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.

This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.



I attended the 36th Congress of IUGB in Poland

The 36th Congress of the International Union of Game Biologists, a biennial international conference, was held from August 28-31 in Warsaw, Poland, hosted by the Institute of Animal Sciences and Institute of Forest Sciences of the Warsaw University of Life Sciences. The theme of the conference was “*Quo Vadis Wildlife Management? The future of wildlife management in the evolving social and environmental realities*”.

I attended the conference to present (Figure 1) the study “Effect of wild boar (*Sus scrofa*) rooting on soil organic matter and total nitrogen contents in a protected grassland in Budapest, Hungary”, co-authored by Dr. habil. Csaba Centeri from the Department of Nature Conservation and Landscape Management, and Dr. habil. Krisztián Katona, from the Department of Wildlife Biology and Management.



Figure 1. I am presenting a part of my PhD research (Photo source: <https://wildlife.wisent.org/gallery/>)

We all work at the Institute for Wildlife Management and Nature Conservation of the Hungarian University of Agriculture and Life Sciences (MATE), Gödöllő Campus. The presentation included an extensive detail of the methodology applied for my doctoral research, as well as preliminary results obtained from the samples gathered at the beginning of the year. Based on the analyses with a near-infrared (NIR) spectrometer of the first samples we found that the content of both, organic matter and total nitrogen were lower in the wild boar rootings, while being higher in the control measurements.

The studies were brought from all over Europe and America, and included interesting and novel analyses on the impact of landscape use and cover on wildlife distribution, such as “Species on the move: connectivity modelling across

unfragmented terrestrial habitats of Eastern Carpathians” (Fedorca et al., 2023), on which the authors explained their findings regarding seasonal movement patterns of brown bears, focusing on the identification of high-quality areas to be secured for multispecies connectivity conservation by mapping forest cover, urban areas, and potential movement corridors.

A similar approach was followed by Ionescu et al (2023) as explained in their presentation: “Aspects regarding the presence of mammals in riparian areas of Olt River basin, Romania” which focused on the correlation between habitat conditions land use and management, and species presence, distribution, and abundance. Finally, “Contrasting management goals for a trans-boundary moose population in Scandinavia” (Zimmermann et al, 2023) described the results obtained in relation to the moose distribution across management units or even national borders between Norway and Sweden, and concluded that there are extensively different management approaches across borders, based on the analysis of factors such as the landscape use and cover, harvest rates, and seasonal changes.

The Conference hosted a total of 60 presentations on 9 sessions about wildlife biology and ecology, as well as management in the context of varied landscapes, besides 3 plenary lectures from the Research Center at Warsaw University, and a Poster session. The 37th IUGB Congress will be hosted by the Inland Norway University of Applied Sciences from August 18-21, 2025 in Inland County, Norway.

Website of the conference: <https://wildlife.wisent.org/>

Natalia Pitta-Oses

Institute for Wildlife Management and Nature Conservation
Hungarian University of Agriculture and Life Sciences (MATE)
Gödöllő Campus

A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:

[CC-BY-NC-ND-4.0.](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

This work is licensed under a

[Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)



SCCS Europe 2023 – Student Conference on Conservation Science Connecting East and West Europe in Conservation Biology

SCCS conference has been organized over the past 21 years by Cambridge University and its associates. So far, they have hosted over 3419 delegates from 136 countries worldwide in parallel SCCS conferences in Australia, Beijing, Bangalore, New York and Hungary (SCCS, 2023). In 2015, Hungary joined this event and started to organize conferences having the Centre of Ecological Research as a corresponding host.

This year the 8th SCCS Europe Conference was held between 13–16 September 2023 in Balatonvilágos, Hungary. 37 participants from 10 countries from Europe and beyond gathered during the three-day conservation conference. Conservation topics from scientists in the early stages of their research careers were brought together.

The conference program included keynote talks, student sessions, workshops and poster sessions. The first day's topic was the protection and conservation of insects. It was opened by Dr. Ante Vujić the first key speaker. He teaches a number of courses in Environment and Conservation Biology at the University of Novi Sad, Department of Biology and Ecology. Professor Vujić gave an overview of the hoverflies' ecology, taxonomy and conservation. He raised the issue of the lack of taxonomists for the countries and the importance of their role in conservation. This plenary was followed by the students' presentations. The addressed topics were: “Local and landscape-scale effects of diverse, large-scale wildflower plantings on cavity-nesting hymenopterans”, “The identification of unknown samples of honeybee wings from India using geometric morphometrics” and finally “How the drainage canals support Orthoptera assemblages in the European lowland region”.

An interesting workshop was held on the first day by Dr. Mark Brown. He is a professor of Evolutionary Ecology and Conservation at Royal Holloway University of London. For his workshop, a task was assigned to groups of four people. Each group worked separately before the conference, preparing a summary of an article of free choice. The task was to summarize and present it. Once in the workshop, the challenge was to re-summarize it in a clearer and more understandable way for a specific audience

(e.g. students, elder people, entrepreneurs, decision-makers, politicians). The objective of the workshop was to demonstrate the importance of effective communication of scientific results. Participants were encouraged to practice their skills of didactic and effective communication strategies, by using simple phrases, addressing clear points, using visual tools and being quick so the audience's attention is not lost. The importance of implementing effective communication strategies when communicating science was highlighted. What was practiced in the workshop will be useful for future presentations of research work, poster designs and even for showing project proposals to convince founders.

During the second part of the first conference day, three more students' presentations took place. The topics were: "Nontarget catches of trap with chemical lures reveal bush crickets' (Tettigoniidae) flower visitation, pollination, and feeding", "How weather and body size affect survival, senescence and detectability in a natural butterfly population" and "Leave uncut strips on hay meadows to support arthropods". The day finished with dinner and a beer tasting at the local brewery.

The second day started with the plenary of Dr. Balázs A. Lukács. He is a senior research fellow at the Institute of Aquatic Ecology, Centre for Ecological Research. He presented his work on "Unifying research underwater and land for effective freshwater conservation". His work advances sustainable water management techniques. He tackled socio-economic issues related to freshwater restoration, including the impact of fishermen on freshwaters and the application of the Water Framework Directive.

The student's session this day included topics related to landscape, microclimate, vegetation and occurrence and protection of vertebrates. Some of the presented research projects were: "Geomorphological diversity and canopy cover: the effects of canopy gaps on the microclimate and species composition of dolines", "Effects of different grassland management regimes on the density of the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*)", Global habitat suitability mapping of a group of avian pollinators (sunbirds, Nectariniidae), etc.

The afternoon plenary and workshop were led by Tamara Mitrofanenko. She is working as an expert in the field of regional sustainable development as part of the team of the United Nations Environment Program office in Vienna. She presented the topic "Facilitating biodiversity protection and implementation of Agenda 2030 in the Carpathian Region". Her presentation put emphasis on the richness of the Carpathian region in cultural history, traditional and ecological knowledge that is vital for the preservation of both nature and cultural landscapes. Under this main idea, the Framework Convention on the Protection and Sustainable Development of the Carpathians (the Carpathian Convention) was presented. Participants were asked to draw connections between the Convention's activities and the SDGs (sustainable development goals) and offer ideas and proposals for how experts in the area of conservation biology, particularly those in their early stages of careers, can help with these initiatives.

The plenary was an introduction to the workshop of Dr. Mitrofanenko, where people used the principles from the presented Framework to experiment with the Causal Loop Diagram technique. The aim was to think about specific connections (and possible trade-offs or synergies) between SDG, conservation and other Carpathian Convention subjects including sustainable tourism, cultural heritage, agriculture, rural development, transport and others. Recommendations about linking biodiversity with other important sustainable development topics resulting from the exercise will be taken for the Carpathian Convention by Dr. Mitrofanenko.

Best presentations and posters were recognized during the conference's closing ceremony. Individualized support from the Oryx team to help in publishing scientific

work and books from Cambridge University Press were the prizes. Two of this year's winners are students of MATE. Bhraaz Kashyap bachelor student who participated with his work “Comparative study of habitats & sustainability of natural & reintroduced populations of greater one-horned rhinoceros” and Johanna Maribel Soria Aguirre Ph.D. candidate who participated with her work entitled “Herptérkép citizen science project – survey about the experience of the participants” (ECOLORES 2023: Awards for the most outstanding presentations. SCCS Ecolores. <https://sccs.ecolres.hu/node/295>).

The conference was closed with a hike in the area of the Kis-Balaton. It is part of the Balaton Uplands National Park. In this area, wetland reconstruction was conducted which led to a rich avifauna. Designated as an Important Bird and Biodiversity Area (IBA), it covers 14 745 hectares. The following bird species can be seen *Ixobrychus minutus*; *Nycticorax nycticorax*; *Ardeola ralloides*; *Egretta alba*; *Ardea purpurea*; *Platalea leucorodia*; *Anser fabalis*; *Anser albifrons*; *Anser anser* etc.

The small-scale format maintained by SCCS allows for interactions with experts and keynote speakers. Participating in SCCS resulted in a valuable experience for early career professionals in the fields of ecology, environmental science, resource management, geography, economics, and social sciences. Besides practicing skills in presenting the research findings, it is a great opportunity to learn from each other, make international connections for future cooperative work and meet with experts in the field who can offer guidance in future careers.



Award session for best talks and posters SCCS 2023

Johanna Maribel Soria Aguirre
Department of Nature Conservation and Landscape Management
Institute for Wildlife Management and Nature Conservation
Hungarian University of Agriculture and Life Sciences (MATE)
Szent István Campus, Gödöllő

In memoriam Stanislav Martinat (1976–2023)



Stanislav Martinat egyike volt a Tájökológiai Lapokban megjelent cikkek szerzőinek, kollégánk egy közös COST Akcióprogramban (amely a megújuló energia és a táj minőségének kapcsolatát elemezte: <http://cost-rely.eu/>) és egy spanyolokkal, csehekkel és olaszokkal közös, megújuló energiával kapcsolatos projektben is, ahol a táji elemek szintén fontos szerepet töltek be. Az utóbbi projektben Grónás Viktor kollégámnak is volt szerencséje személyesen találkozni vele. Kereken 10 éve dolgoztunk már együtt, és legalább 10 országba látogattunk el közösen a két közös projektünk kapcsán.

Az egyik legismertebb cseh geográfus volt. Több mint száz cikk szerzője, amelyből 70 a Web of Science-ben is jegyzett. Ezeket az eredményeket 47 éves korára érte el, amely jelentős teljesítmény. Részben ennek köszönhető, hogy Aberdeenben a James Hutton Intézetben töltötte élete utolsó éveit állandó szerződéssel.

Nemrég jött a megrázó hír, hogy 2023. augusztus 13-án, vasárnap tragikus hirtelenséggel elhunyt. Cseh kollégái a Moravian Geographical Reports lapjain emlékeztek meg róla: B., Bartke, S. Chodkowska-Miszczuk, J., Golubchikov, O., Greer-Wootten, B., Klapka, P., Klusáček, P., Krzysztofik, R., Kulla, M., Ondráčková, M., Pasqualetti, M. J., Dan Van der Horst, D. 2023: In memory of Stanislav Martinat (1976–2023). *Moravian Geographical Reports*, 31(3): 174–181. <https://doi.org/10.2478/mgr-2023-0016>

Standa hiányozni fog, nemcsak családjának, és nekünk, de a nemzetközi kutatóközösségnek is.

Centeri Csaba

MATE, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet
Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:

[CC-BY-NC-ND-4.0.](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

This work is licensed under a

[Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)



In memoriam Prof. Dr. Johannes (Hans) Renes

1954. október 10. – 2023. szeptember 28.

Prof. Dr. Johannes (Hans) Renes kiváló geográfus, az EUCALAND Intézet (Institute for Research on European Agricultural Landscapes e.V.) elnöke sok éven át és a PECSRL (Permanent European Conference for the Study of the Rural Landscape) konferenciasorozat állandó szervezője (a szervezőbizottság tagja) volt (1. ábra). 2023 szeptember 28-án, 69 évesen hagyott itt bennünket.



Hans, az EUCALAND Intézet elnöke Alexandra Kruse-val, az EUCALAND Intézet titkárával társalog a 2018-as PECSRL konferencia tanulmányútján a vonaton, Clermont Ferrand, Franciaország (Fotó: Centeri Cs., 2018. szept. 5.)

Hans, the director of the EUCALAND institute is having a conversation with Alexandra Kruse, the secretary general of the institute during the field trip on a train in Clermont Ferrand, France (Photo: Cs. Centeri, 5th of September, 2018)

1972 és 1979 között Hans társadalomföldrajzot hallgatott az Utrechti Egyetemen, ahol történeti földrajzra specializálódott. Később a Wageningeni Egyetemen végezte doktori tanulmányait Jelle Vervloet vezetésével. Limbourg történelmi tájairól végzett alapos kutatást. 1998-ban kezdett dolgozni az Utrechti Egyetemen történeti földrajzot, tájkutatást és táji örökség tanulmányokat kutatott és tanított.

2002-től az Amszterdami Szabadegyetemen is tanított, 2011-től 2013-ig professzor-ként dolgozott az Örökségtanulmányok területén. Nem túlzás azt állítani, hogy a Holland Történeti Földrajz egyik meghatározó egyénisége volt, nem beszélve az európai történeti földrajz területén végzett kiemelkedő munkájáról, hiszen munkájának jelentős része európai kitekintés is volt.

Hans az alkalmazott történeti földrajz, a tájtervezés és a tájtörténet mélységeiben is elmerült, az oktatáson és kutatáson kívül több köztestület munkájához is hozzájárult. A nemzetközi vérkeringés egyik meghatározó alakja volt, az interdiszciplináris együttműködések elkötelezett híve, számos konferencia és tudományos folyóirat tudományos bizottságának és szerkesztőségének aktív tagja.

Fáradhatatlanul dolgozott a kutatók, diákok, tervezők és a nagyközönség közötti együttműködések létrehozásán. Akadémiai munkássága gyakran koncentrált kisebb méretű területekre, hogy a tájat alakító és változtató legkisebb részletek is kiderüljenek. Összehasonlító tanulmányokat is folytatott a tájat alakító erők kutatásának erősítéséhez.

Sokan úgy fogunk rá emlékezni, mint egy nagy tudású, kedves, együttérző és alapos professzorra, aki tudományos cikkeivel és előadásaival, valamint támogató tanácsaival is segítette a fiatal és az érett kutatókat is.

Munkája még sok-sok generáción át fogja inspirálni a kutatókat, tervezőket és a táj iránt elkötelezetteket.

Emléke örökké élni fog bennünk. Kitartása, elhivatottsága és kiválósága példaértékű volt. Hiányozni fog!

Centeri Csaba

MATE, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet
Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:

[CC-BY-NC-ND-4.0.](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

This work is licensed under a

[Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)



