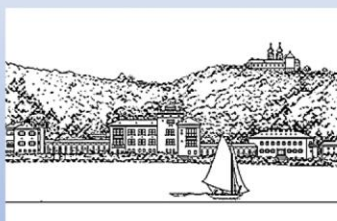


HIDROLÓGIAI KÖZLÖNY

LX. Hidrobiológus Napok

Tihany, 2018. október 3-5.

HAGYOMÁNY ÉS MEGÚJULÁS A
HIDROBIOLÓGIÁBAN



Magyar Hidrológiai Társaság
Limnológiai Szakosztálya

Budapest

Magyar Tudományos Akadémia
Ökológiai Kutatóközpont
Balatoni Limnológiai Intézet

Tihany

Magyar Tudományos Akadémia
Veszprémi Területi Bizottsága

Veszprém

A MAGYAR HIDROLÓGIAI TÁRSASÁG LAPJA • 99. ÉVF. 3. SZÁM • 2019
HUNGARIAN JOURNAL OF HYDROLOGY • VOL 99. NO 3. • 2019





Hidrológiai Közlöny

A Magyar Hidrológiai Társaság lapja
Megjelenik háromhavonként

Főszerkesztő:

Fehér János

Szakszerkesztők:

Ács Éva
Konecsny Károly
Nagy László

Szerkesztőbizottság elnöke:

Szöllősi-Nagy András

Szerkesztőbizottság tagjai:

Ács Éva, Bakonyi Péter, Baranyai Gábor, Bíró Péter, Bíró Tibor, Bogárdi János, Bozán Csaba, Csörnyei Géza, Engi Zsuzsanna, Fehér János, Fejér László, Gampel Tamás, Gayer József, Hajnal Géza, Honti Márk, Ijjas István, Józsa János, Kerekesné Steindl Zsuzsanna, Kling Zoltán, Konecsny Károly, Koris Kálmán, Kovács Sándor, Kuti László, Licskó István, Major Veronika, Melicz Zoltán, Nagy László, Rákosi Judit, Rátky István, Román Pál, Szilágyi Ferenc, Szlávik Lajos, Szűcs Péter, Tamás János, Ungvári Gábor

Kiadó:

Magyar Hidrológiai Társaság
1091 Budapest, Üllői út 25. IV. em.
Tel: +36-(1)-201-7655
Fax: +36-(1)-202-7244
Email: titkarsag@hidrologia.hu
Honlap: www.hidrologia.hu
A Kiadó képviselője: Szlávik Lajos, a Magyar Hidrológiai Társaság elnöke

Hirdetés:

Gampel Tamás, a Magyar Hidrológiai Társaság főtájtára
1091 Budapest, Üllői út 25. IV. em.
Telefon: (1)-201-7655 Fax: (1)-202-7244 Email: fotitkar@hidrologia.hu

Indexed in:

Appl. Mech.; Rew. Chem.; Abstr.
Fluidex; Geotechn. Abstr.; Meteor /
Geostrophys. Abstr. Sei.; Water Res.
Abstr.

Index: 25374
HU ISSN 0018-1323

Tartalomjegyzék

Fehér János: Előszó 3

SZAKCIKKEK

Bíró Tibor, Takács Sándor, Helyes Lajos és Pék Zoltán: Precíziós
körforgó szárnyvezeték VRI zónáinak szóráseloszlási vizsgálata . 5

Szűcs Péter, Kiss-Tóth Emőke, Ilyés Csaba, Tóth Márton, Juhász
Eleonóra, Dojcsákné Kiss-Tóth Éva, Juhászné Szalai Adrienn,
Rabóczky Anita, Suskó Mihály: Balneológiai és gyógyvíz-
technológiai vizsgálatok Parádfürdőn 14

Pusztai-Eredics Alexandra és Tóth Gábor: Feliszapolódási
vizsgálatok a Rába folyó árterén 137Cs-izotóp gamma-
spektrometriai elemzése alapján 23

Ábrám Örs, Bíró Csaba, Morvai Edina és Boros Emil: A Kolon-tó
nyíltvíz rekonstrukciójának hatása az élőhelyekre és limnológiai
tényezőkre 30

Bedics Anna, Csitári Bianka, Szabó Attila, Székely Anna J., Boros
Emil és Felföldi Tamás: A Kiskunság különböző típusú szikes
tavaira jellemző baktériumközösségek összetétele és sóútirése 36

Bozóki Tamás, Csercsa András, Krasznai-Kun Eszter Ágnes,
Várbíró Gábor, Boda Pál: Az urbanizáció hatása a vízi
makrogerinctelen közösségekre az Eger-patakon 44

Király Edit, Korponai János, Padisák Judit, Selmeczy Géza Balázs:
A Retyezát-hegység néhány magashegységi tavának
fitoplankton vizsgálata 51

Molnár Éva, Fodor István, Maász Gábor és Pirger Zsolt: Gyógyszer-
hatóanyagok környezeti kockázatának becslése a Balatonban
a vízgújótóterület és a szezonális hatások figyelembevételével ... 56

Simon Brigitta, Simon Szabina, Kucserka Tamás, Anda Angéla:
A nád (*Phragmites australis*) lebontási ütemének vizsgálata a
Kis-Balaton Ingói-berkében 61

Simon Brigitta, Kucserka Tamás, Soós Gábor, Anda Angéla: Az alá-
merülő hínár-növények párolgásmódosító hatásának vizsgálata . 65

FÓRUM

A „Bökényi Nyilatkozat” megújítása 69

Szöllősi-Nagy András: Életem legizgalmasabb 25 éve 71

Gayer József: Gondolatok a települési csapadékvízzről 77

KÖSZÖNTŐ

Kozák Miklós 95 éves – Bakonyi Péter köszöntője 80



Hungarian Journal of Hydrology

Journal of the Hungarian Hydrological Society
Published quarterly

Editor-in-Chief:

János FEHÉR

Assistant Editors:

Éva ÁCS
Károly KONECSNY
László NAGY

Editorial Board Chairman:

András SZÖLLŐSI-NAGY

Editorial Board Members:

Éva ÁCS, Péter BAKONYI, Gábor BARANYAI, Péter BÍRÓ, Tibor BÍRÓ, János BOGÁRDI, Csaba Bozán, Géza CSÖRNYEI, Zsuzsanna ENGI, János FEHÉR, László FEJÉR, Tamás GAMPEL, József GAYER, Géza HAJNAL, Márk HONTI, István IJJAS, János JÓZSA, Zsuzsanna KEREKESNÉ STEINDL, Zoltán KLING, Károly KONECSNY, Kálmán KORIS, Sándor KOVÁCS, László KUTI, István LICSKÓ, Veronika MAJOR, Zoltán MELICZ, László NAGY, Judit RÁKOSI, István RÁTKY, Pál ROMÁN, Ferenc SZILÁGYI, Lajos SZLÁVIK, Péter SZÚCS, János TAMÁS, Gábor UNGVÁRI

Publisher:

Hungarian Hydrological Society
H-1091 Budapest, Üllői út 25., Hungary
Tel: +36-(1)-201-7655; Fax: +36-(1)-202-7244;
Email: titkarsag@hidrologia.hu
Web: www.hidrologia.hu
Represented by: Lajos SZLÁVIK, President
of the Hungarian Hydrological Society
Email: titkarsag@hidrologia.hu

Advertising:

Tamás GAMPEL, Secretary General of the
Hungarian Hydrological Society
H-1091 Budapest, Üllői út 25., Hungary
Phone: +36-(1)-201-7655. Fax: +36-(1)-202-7244
Email: fotitkar@hidrologia.hu

Indexed in:

Appl. Mech.; Rew. Chem.; Abstr. Fluidex.; Geotechn. Abstr.; Meteor / Geostrophys. Abstr. Sei.; Water Res. Abstr.

Index: 25374

HU ISSN 0018-1323

Contents

János FEHÉR: Foreword 3

SCIENTIFIC PAPERS

Tibor BÍRÓ, Sándor TAKÁCS, Lajos HELYES and Zoltán PÉK:
Examination of water distribution uniformity of VRI zones
and the transition between them under a precision centre pivot .. 5

Péter SZÚCS, Emőke KISS-TÓTH, Csaba ILYÉS, Márton TÓTH,
JUHÁSZ, Éva DOJCSÁKNÉ KISS-TÓTH, Adrienn JUHÁSZNÉ
SZALAI, Anita RABÓCZKY, Mihály SUSKÓ: Balneological
and medicinal water technology research investigations in
Parádfürdő 14

Alexandra PUSZTAI-EREDICS, Gábor TÓTH: Siltation studies
on the floodplain of Rába River based on 137Cs isotope gamma
spectrometric analysis 23

Örs ÁBRÁM, Csaba BIRÓ, Edina MORVAI, Emil BOROS: Impact
of open water restoration on the habitats and limnological
conditions in Lake Kolon 30

Anna BEDICS, Bianka CSITÁRI, Attila SZABÓ, Anna J.
SZÉKELY, Emil BOROS, Tamás FELFÖLDI: Bacterial
communities and their salt tolerance in different type of soda
pans of the Kiskunság National Park, Hungary 36

Tamás BOZÓKI, András CSERCSEA, Eszter Ágnes KRASZNAI-
KUN, Gábor VÁRBÍRÓ, Pál BODA: Temporal and spatial
dynamics in aquatic macroinvertebrate communities along
a small urban stream 44

Edit KIRÁLY, János KORPONAI, Judit PADISÁK, Selmecey
Géza Balázs: Preliminary data of the phytoplankton composi-
tion of some high mountain lakes in Retezat Mountains 51

Éva MOLNÁR, István FODOR, Gábor MAÁSZ, Zsolt PIRGER:
Environmental risk assessment of pharmaceuticals in Lake
Balaton considering its catchment area and effects of seasons 56

Brigitta SIMON, Szabina SIMON, Tamás KUCSERKA, Angéla
ANDA: Investigating the decomposition of Phragmites
australis leaves, stalks and rhizomes in the area of
Kis-Balaton Wetland System 61

Brigitta SIMON, Tamás KUCSERKA, Gábor SOÓS, Angéla
ANDA: The modifying effect of submerged macrophytes
on evaporation 65

FORUM

Renewal of the "Bökényi Declaration" 69

András SZÖLLŐSI-NAGY: Most exciting 25 years of my life 71

József GAYER: Thoughts on municipal rainwater 77

BIRTHDAY GREETING

Miklós KOZÁK is 95 years old 80

Előszó



A Magyar Hidrológiai Társaság Limnológiai Szakosztálya 60. alkalommal rendezte meg a Hidrobiológus Napokat Tihanyban, a Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai Kutatóközpont Balatoni Limnológiai Intézetében, 2018. október 3-5. között. A Hidrobiológus Napok a magyar hidrobiológusok, limnológusok egyik legrégebbi, 1957 óta létező szakmai fóruma és célja az édesvizek hidrobiológiai kutatási eredményeinek bemutatása és megvitatása.

Évtizedes hagyományként a Hidrológiai Közöny különszámában adta közre az előző évben megrendezett Hidrobiológus Napokra benyújtott szakköveket. Ez a hagyomány folytatódik 2019-ben is, de kisebb módosulással. A módosulás azt jelenti, hogy a 2018-ban megrendezett jubileumi 60. Hidrobiológus Napokon elhangzott előadások alapján készült cikkek nem különszámként, hanem a 3. szám részeként jelennek meg.

Ebben a lapszámban a tavaly, a 60. jubileumi Hidrobiológus Napokon elhangzott előadások alapján benyújtott hét cikk kerül közlésre. A Hidrológiai Közöny részéről sajnáljuk, hogy a cikkek száma és összesített oldalterjedelme nem tett ki egy teljes különszámot. Reméljük, hogy az elkövetkező években ismét lesz lehetőség arra, hogy a Hidrológiai Közöny a Hidrobiológus Napok anyagát különszám formájában jelentesse meg.

A mostani számban a hét hidrobiológiai cikk – melyeket hagyományosan az első szerző neve szerinti sorrendben közlünk a harmadik szakmai cikktől kezdődően - változatos témákat ölel fel.

Ábrám Örs és társai cikkükben bemutatják a mederkoztató élőhely-rekonstrukció hatását egy, a Kiskunsági Nemzeti Parkban található tavi élőhelyre, összehasonlítva különböző limnológiai tényezők alapján a beavatkozás előtti és az azt követő helyzetet. A légifelvelelek és térképezési ábrázolás felhasználásával megállapították az eddigi beavatkozások eredményei alapján, hogy más tervekkel összhangban további élőhely-rekonstrukciós munkálatok javasoltak, ezek ugyanis kedvező hatást gyakorolnak a vizes élőhely diverzitására, komplexitására.

Bedics Anna és társai a Kiskunság különböző típusú szikes tavainak – melyek az időszakos kiszáradásoknak köszönhetően egyedülálló élővilággal rendelkeznek – jellemző baktériumközösségi összetételét és sótűrését vizsgálták. Eredményeik rámutattak arra, hogy szikes tavaink különleges közösségeire a víz anionjai nem csupán ozmotikumként hatnak, hanem az anion típusának is kulcs szerepe van az élőlények adaptációjában.

A városok megjelenése és fejlődése a társadalom szempontjából számos előnnyel jár, azonban a városokban jelenlevő élővilágra káros hatásai lehetnek. *Bozóki Tamás és társai* kutatásának fő célja volt feltárni a városok hatását a

vízi makrogerinctelen közösségek tér- és időbeli mintázatára, nagy térléptékben. Vizsgálatuk során kimutatták, hogy az urbanizáció negatív hatással van a vízi makrogerinctelen közösségekre, de az urbanizáció következtében jelentősen módosult mederben egy egészen más makrogerinctelen közösség alakul ki. Az így megváltozott közösségszerkezet nem minden esetben jelez állapotromlást.

A magyar hidrobiológusok nem csak a mai Magyarország területén levő természetes vizekre végeznek kutatásokat, de feladatuknak tekintik a tágabb térség, a Kárpát-medence vizeinek vizsgálatát is. *Király Edit és társai* a Déli-Kárpátokban található Retyezát-hegység néhány magashegységi tavának fitoplankton vizsgálatáról közölnek eredményeket. Az eredményeik azon túl, hogy mennyiségi és minőségi adatokat szolgáltatnak a hegység fitoplankton közösségéről, alátámasztják azt a mások által is feltárt megállapítást, miszerint a rétegződés az egyik legjelentősebb tényező, amely a fitoplankton közösség összetételét befolyásolja.

A 2000-es évek első évtizedei során egyre fokozódó, aggodó figyelmet kapott a gyógyszerhatóanyagok és azok maradványainak természetes felszíni vizekben mind gyakoribb és nagyobb mértékű megjelenése. *Molnár Éva és társai* kutatásuk során becsülték a Balaton vízgyűjtőterületéről a tóba kerülő gyógyszerhatóanyagok környezeti kockázatát szezonális hatások figyelembevételével. Vizsgálati eredményeik alapján megállapították, hogy a gyógyszerhatóanyagok tekintetében a vízgyűjtő-terület akvatikus élőlényei jellemzően nagyobb veszélynek vannak kitéve, mint a Balatonban élő társaik.

Ma már egyértelműen elfogadott szakmai álláspont, hogy a Kis-Balaton Vízügyi Rendszer kulcsszerepet tölt be a Balaton vízminőségének védelmében, mindamellett természetvédelmi szempontból is kiemelkedően fontos vizes élőhely. A Kis-Balaton jellegzetessége a kiterjedt nádasok jelenléte. *Simon Brigitta és társai* vizsgálták a Kis-Balaton Ingói berkében a nád különböző növényi részeinek (levél, szár és rizóma) lebontási ütemének meghatározását avarszakos módszerrel. Megállapították, hogy a nád rizóma bomlott a leggyorsabban a növényi részek közül, a nagy lyukbőségű eszközben a közepes, a kis szembőségűben pedig a lassú kategóriába sorolható. A nád levél és nád szár lebontási üteme mindkét lyukbőségű eszközben a lassú kategóriába esett.

A vízkészletszámítás egyik fontos eleme a természetes vizek felszínéről történő párolgás minél pontosabb számítása. *Simon Brigitta és társai* az alámérülő hínárnövények párolgásmódosító hatását vizsgálata „A” típusú párolgásmérő kádakban. Eredményeik azt mutatták, hogy az üledék, illetve a makrofiták jelenléte befolyásolta (növelte) a párolgást, a hínárnövények élettani folyamatai is hozzájárulhattak a magasabb párolgáshoz.

A hidrobiológiai témájú cikkek előtt közlünk három eltérő témájú szakköveket. *Bíró Tibor és társai* változtatható

dózisú öntözésre alkalmas (VRI) technológiával felszerelt körforgó (center pivot) öntözőberendezések szóráseloszlási vizsgálatáról számolnak be. Megállapították, hogy az alul- és túllöntözött vízmennyiségek nem voltak jelentősek. Az átmeneti sávok nem voltak egységes szélességűek. Átlagosan 9 m szükséges a szórás képben az elfogadható vagy tökéletes átmenetekre a VRI zónák között.

Szűcs Péter és társai a Parádfürdői Kórházban terápiás célokra használt vasas-timsós gyógyvíz esetében vizsgálták az áztatásos gyógyvízkészítési módszert, valamint hatásait. Megállapították, hogy a táróból nyert timsós közet további aprítása érdemben nem befolyásolja a kinyerhető oldott anyag tartalmát, a gyógyvíz minőségét. A gyógyvizet jelenleg nőgyógyászati betegségek, bántalmak kezelésére használják, azonban a vizsgálatok során arra is keresték a választ, hogy igazolják a gyógyvíz rövidtávú hatásosságát az arthritis psoriatica diagnózisú betegek esetében.

Pusztai-Eredics Alexandra és Tóth Gábor cézium 137-es-izotópos módszerrel vizsgálta a Rába folyó árterének feliszapolódási sebességét. Az eredmények kiértékelése alapján megállapították, a Rába folyó Rum község területéhez tartozó holtágának feliszapolódási sebessége 5 cm 30 év alatt.

A Magyar Hidrológiai Társaság XXXVII. Országos Vándorgyűlésének egyik ünnepi eseménye volt a 2006. augusztus 1-én aláírt „Bökényi nyilatkozat” megújított változatának aláírása. A Magyar Mérnöki Kamara, a Magyar Hidrológiai Társaság, a Magyar Víziközmű Szövetség, a Vízgazdálkodási Társulatok Országos Szövetsége, a GWP (Víz Világ Partnerség) Magyarország és a Magyar Víz- és Szennyvíztechnikai Szövetség vezető képviselői az elmúlt 13 évben bekövetkezett változásokat is figyelembe véve, az eredeti dokumentumban megfogalmazott célokat aktualizálták, kiegészítették és egy megújított dokumentumba foglalták. FÓRUM rovatunkban adjuk közre a megújított nyilatkozatot.

A Hidrológiai Közöny Szerkesztőbizottságának elnökét, *dr. Szöllősi-Nagy András* egyetemi tanárt 70. születésnapja alkalmából a hazai és nemzetközi szakemberek széles tábora köszöntötte a Nemzeti Közszolgálati Egyetemen 2019. június 17-én megrendezésre került nemzetközi konferencia keretében. A FÓRUM rovatban közölt cikkben enged betekintést *Szöllősi-Nagy* professzor élete legizgalmasabb 25 évébe.

A klímaváltozás okozta növekvő vízgazdálkodási gondok megoldása egyre sürgetőbb társadalmi feladat. A szerteágazó kihívások és megoldások közül *Gayer József* a település csapadékvízzel kapcsolatban fejti ki gondolatait FÓRUM rovatunkban. Következtetései jól kiegészítik a csapadékvíz-gazdálkodással kapcsolatban az elmúlt időszakban különböző szakmai fórumokon megjelent publikációkat.

Kivételes momentum, amikor a Hidrológiai Közöny 99. évfolyama 3. számában köszöntjük *dr. Kozák Miklós* professzort, aki szeptember elején töltötte be 95. életévét. A Hidrológiai Közöny főszerkesztőjének felkérésére *Kozák* professzor legközvetlenebb volt munkatársai – *dr. Bakonyi Péter*, *dr. Ijjas István*, *dr. Rátky István* és *dr. Horváth László* – írták meg KÖSZÖNTŐT, amelyben felidéznek *Kozák* professzor életútját, szakmai karrierjének fontos állomásait, kiemelkedő munkásságának nemzetközi jelentőségű eseményeit, és még néhány személyes „színes” történettel is megvilágítják koránkelő szokását, kiemelik a professzor úr jó intézet igazgatói és tanszékvezetői munkáját, tudományos iskolát teremtő tevékenységét, igazságkereső és emberséges személyiségét.

A Hidrológiai Közöny nevében 95. születésnapja alkalmából kívánunk Kozák Miklós professzor úrnak boldog születésnapot, jó egészséget, és még sok aktív évet.

Dr. Fehér János
címzetes egyetemi tanár
a Hidrológiai Közöny főszerkesztője

Precíziós körforgó szárnyvezeték VRI zónáinak szóráseloszlási vizsgálata

Bíró Tibor*, Takács Sándor**, Helyes Lajos** és Pék Zoltán**

*Nemzeti Közszolgálati Egyetem, Víz tudományi Kar, Területi vízgazdálkodási Tanszék, Baja

(E-mail: biro.tibor@uni-nke.hu)

**Szent István Egyetem, Mezőgazdaság és Környezettudományi Kar, Kertészeti Intézet, Gödöllő

Kivonat

A változtatható dózisu öntözésre (VRI) alkalmas technológiával felszerelt körforgó (center pivot) öntözőberendezések, amelyek a szórófejek egyedi vezérlését teszik lehetővé (VRI iS), egyelőre nem elterjedtek. Ebben a kutatásban arra kerestük a választ, hogy a VRI vezérlés alatt mennyire egyenletes a vízkijuttatás, valamint hogyan alakul a VRI zónákban az alul- és túllöntözött területek és vízmennyiségek aránya. Megvizsgáltuk továbbá, hogy milyen szélesek az átmeneti sávok a VRI zónák között. Különböző, egyenletességre vonatkozó méréseket végeztünk, közönséges csapadékmérőket használva az öntözővízadagok mérésére. Az egyenletesség megállapítására négyzethálóban és sugárirányban helyeztük el a csapadékmérőket. Az átmeneti sávok szélességének megállapítására a VRI zónák határait merőlegesen alakítottunk ki mérési vonalakat. Az eredmények alapján megállapítottuk, hogy nagyon jó egyenletesség volt elérhető az IR100 és IR50 zónákban, de az IR100 egyenletessége jobb volt, mint az IR50 zónáé. A CU_C (Christiansen-féle egyenletesség) értéke 91,8 és 92,9% közötti volt az IR100 és 88,8-90,8% az IR50 zónában. A legmagasabb RMSE (Root mean squared error) érték 2,7 mm volt. Az alul- és túllöntözött vízmennyiségek nem voltak jelentősek. Az átmeneti sávok nem voltak elegendően szélesek. Átlagosan 9 m szükséges az elfogadható vagy tökéletes átmenetekre a VRI zónák között, vagyis ekkora sávot szükséges figyelembe venni a zónák kialakításánál, ha a zónán belül a tervezett mértékű és megfelelő egyenletességű vízkijuttatás a cél.

Kulcsszavak

Átmeneti zóna, öntözési egyenletesség, túllöntözés, alul öntözés, változtatható dózisu öntözés, változtatható arányú öntözés, körforgó (center pivot) öntözőberendezés.

Examination of water distribution uniformity of VRI zones and the transition between them under a precision centre pivot

Abstract

The water distribution uniformity and the over- and underirrigated volumes and areas in different variable rate irrigation (VRI) zones under a precision centre pivot was measured and the wideness of transition between zones was also examined. The irrigation machine was equipped with VRI iS system. Due to this system the machine is able to control the duty cycle of every single sprinkler differently. Common rain gauges were used for the measurements. The rain gauges were placed in two different formations (grid shape and radially to the pivot centre) for the uniformity measurements. The width of transition zones was measured with measuring lines placed perpendicular to the border of the VRI zones. Excellent uniformity was measured in the irrigated zones. The uniformity of the 100% rate was better than under 50% rate. The measured CU_C values were between 91.8 and 92.9% in the 100% rate zone. Slightly lower values were measured in the 50% rate zone ($CU_C=88.8-90.8\%$). The DU was between 88.7 and 90%, together with 85.1-86.7% in the 100% and 50% rate zone, respectively. The highest RMSE was 2.7 mm and the highest MAE was 2.1 mm. CU_{HH} reached minimum 90% in the 100% rate zone in every case and was between 87.8 and 92.4% in the 50% rate zone. Overirrigation was 4.1-15.8 m³ ha⁻¹ and the underirrigation was in the 0.1-11.8 m³ ha⁻¹ range according to the measurements. The width of transition between the adjacent zones was not constant. In general, at least 9 m transition need to be considered by planning the shape of the VRI zones if the irrigation of the prescribed amount with good uniformity is necessary.

Keywords

VRI, VRI iS, transition zone, irrigation uniformity, overirrigation, underirrigation.

BEVEZETÉS

A csapadék mennyisége évről-évre változik a Kárpát-medencében. A legkisebb lehulló mennyiségek Kelet-Magyarországon mérhetők. Emellett a hőmérséklet emelkedő tendenciát mutat, hiszen évtizedenként 0,51 °C-os emelkedést regisztráltak a kutatók 1981 és 2010 között (*Spinoni és társai 2015*). Az előrejelzés szerint a régió szárazsága várható a jövőben, mely főként a nyári időszakban lesz jellemző (*Bartholy és társai 2013*). Elegendő csapadékmenyiség mellett előfordulhat, hogy az időbeli eloszlása kedvezőtlen lesz, és hosszú száraz időszakok jelentkeznek a tenyészidőszakban, amely szintén problémát jelenthet. Emiatt a mezőgazdasági termelés nehezen tervezhető és az öntözés mindenképp szükségessé válik, elsősorban a ma-

gas hozzáadott értékű kultúráknál. Jelenleg az öntözésre berendezett terület közel 300 000 ha Magyarországon, ellenben a valóban öntözött terület nagysága 100 000 ha körül mozog (*FAO 2016*). Az Agrárgazdasági Kutató Intézet által gyűjtött adatok alapján a vízjogi engedéllyel rendelkezők 45%-a öntözött ténylegesen 2015-ben (*Marosán 2016*), ugyanez a mutató 4,4%-kal volt több 2016-ban (*Marosán 2017*). Öntözési engedéllyel rendelkező összterület 154 266 ha volt 2015-ben és 128 823 ha 2016-ban. Az esőztető öntözőberendezések használata általános Magyarországon. A körforgó, önjáró szárnyvezetékek elterjedésében vannak az öntözött területek 7%-án üzemelnek, miközben a legnagyobb öntözött területen főként vízágyúval szerelt csévéldobos rendszerek (16%) és lineárok működ-

nek, amelyek a teljes terület 69%-át fedik le (Marosán 2017). A csévéldobos rendszerek sokkal magasabb nyomást igényelnek a megfelelő működéshez, mint a körforgó öntözőberendezések és a lineárok. A lineárok nagy része évtizedekkel ezelőtt került beruházásra, így az előregedés egyre több problémát fog okozni, ha a gazdák nem újítják fel ezeket a berendezéseket.

Az öntözővízhez való hozzáférhetőség megfelelő a nagy öntözőrendszerek felszíni vízszétosztó hálózatai által lefedett területeken. A víztakarékos öntözési technológiák használata különösen fontos azokon a területeken (pl. álló-kultúrákban), ahol felszín alatti vízből elégítik ki az öntözővíz igényt (Bíró és társai 2011). Továbbá az öntözés költségeinek csökkentése, a másodlagos szikesedés, a tápanyagok kilúgozódásának, a talaj tömörítésének és a felszín eróziójának, valamint a helytelen öntözési gyakorlat elkerülése minden esetben figyelmet követel. Megoldást jelenthet a helyspecifikus öntözés, amely pozitív hatással van a vízfelhasználási hatékonyságra és a környezetre, ami víz- és energia-megtakarításban nyilvánul meg (Evans és társai 2013). A túlóntözés mélybeszivárgást vagy felszíni elfolyást eredményezhet, míg kötött talajokon tocsásodáshoz vezet (Fiebig és Dodd 2016) és okai lehetnek a talajdegradációnak, a tápanyag kimosódásnak és a vízfelhasználási hatékonyság csökkenésének (O'Shaughnessy és társai 2016), amelyek gazdasági és környezetvédelmi szempontok miatt egyaránt kerülendők.

A talaj mellett természetesen a növényekre is hatással van a helytelen öntözés. A túlóntözés hatással van a hajtásnövekedésre, virágzásra és terméskezésre. A túlóntözött állományokban kisebb termés várható (de Bruyn 1982). Az alul öntözés negatív hatást a növények biomassza- és termés-termelésére. A potenciális termőképesség kiaknázása lehetetlen a növény vízigényének kielégítése nélkül. Azonban az alul öntözés a termés minőségének javulásához is hozzájárulhat, például a szárazanyag-tartalom emelése miatt (Pék és társai 2017).

Egy modern öntözési rendszer kialakításánál figyelembe kell venni a változó talajtípusokat, az eltérő növényfajokat vagy fejlettségi állapotokat a táblán belül. A precíziós, változtatható arányú öntözés még újdonságnak számít a termelők számára és mindössze néhány helyspecifikus öntözésre képes eszköz üzemel az országban. A helyspecifikus öntözés sebesség- és zónavezérlésen keresztül valósítható meg. A sebességvezérlés segítségével a járószerkezet sebessége módosítható, így magasabb vagy alacsonyabb lehet az öntözővíz dózis (ÖD) az eltérő területe részekén. A zónavezérlés az egyes szórófejek (vagy szórófejcsoportok) működési idejét módosítja, így azok eltérő ÖD-okat biztosítanak a körforgó öntözőberendezés különböző részein (Kranz és társai 2012).

Fontos kihívás azonban, hogy valóban precíziósan üzemeltessük az erre alkalmas eszközöket. Ehhez szükséges az öntözött tábla heterogenitásának ismerete (pl. beszivárgás, domborzat, víztartó kapacitás stb.) (Yari és társai 2017). A precíziós berendezés üzemeltetése úgynevezett recepttérképek segítségével valósul meg, amelyeken szabályozható az eltérő területekre kiöntendő víz ará-

nya. Az eltérő arányú vízkijuttatást indokló táblatulajdonosságok megismeréséhez felméréseket kell végezni. Minél részletesebb egy felmérés, annál drágább. Ezért mindenképp az szükséges megismernünk, mennyire részletesek legyenek ezek a térképek. Amennyiben valaki olyan részletességű felmérést készít, amelyet aztán a gép képtelen lekövetni, az nem költséghatékony, hiszen a többletköltséget jelentő szükségtelen részletesség nem jár előnnyel. A szórófejek átfedése miatt a szomszédos VRI zónák közötti átmeneti sávok találhatóak (O'Shaughnessy és társai 2013). Részben ezek szélessége határozza meg hogyan jelöljük ki a zónahatárokat, amely különösen fontos, főként kisebb parcellák esetén (Sui és Fisher 2015). Daccache és munkatársai (2015) szintén figyelmeztetnek a túlzottan kisméretű zónák kijelölésének problémájára, mivel a szórófejek átfedése megzavarhatja az előírt ÖD teljesítését.

Eltérő ÖD-sal öntözni kívánt területeknél nem elfogadható, ha az egyenletesség nem megfelelő vagy az előírt ÖD-tól eltérnek a kijuttatott mennyiségek a különböző zónákban. Ennek vizsgálata nem egyszerű feladat, mivel a VRI rendszerek egyenletességére vonatkozó standard felmérési módszer hiányzik. Korábbi kutatások szerint sem a sebesség-vezérlés, sem a szórófejek működtetési ciklusa nem befolyásolta az egyenletességet (Dukes és Perry 2006; Perry és társai 2003), viszont a különböző fűvóka típusok hatással voltak az egyenletességre (Dukes és Perry 2006). A régi, elkopott fűvókák és a szeles viszonyok negatívan befolyásolják a körforgó öntözőberendezés öntözési egyenletességét (Yari és társai 2017).

A kutatás fő célja az volt, hogy felmérjük milyen pontossággal szükséges a különböző vízádaggal öntözött poliigonok kijelölése a precíziós öntözőberendezés üzemelését vezérlő recepttérképen. A kísérleteink egyrészt az átmeneti sávok szélességének megállapítására (szomszédos zónák átfedése), másrészt arra vonatkoztak, hogy felmérjük a különböző ÖD-sal öntözött zónák egyenletességét. Kiegészítésként megvizsgáltuk, hogy mit jelent az adott egyenletesség az alul- és túlóntözött területek és vízmenyiségek tekintetében.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Az öntözőberendezés jellemzői

A kutatásban használt öntözőberendezés két Valley 8120 tagból és egy 800c saroköntöző tagból áll. A gép VRI iS rendszerrel felszerelt (Valmont Irrigation, Valley, Neb.), amely lehetővé teszi minden egyes szórófej külön-külön való vezérlését a két belső fix tagon, eltérően az egyszerűbb VRI rendszerektől, ahol csak szórófejcsoportok eltérő üzemeltetése volt lehetséges. A három tag teljes hossza együtt 180,86 m. A VRI-vel vezérelhető hossz 98,26 m. A maximális kijuttatható ÖD 7,6 mm nap⁻¹. A VRI-vel vezérelhető szakasz Nelson R3000 D8 rotátor típusú szórófejekkel van felszerelve Valley Regulator PSR-2 (1,03 bar) nyomáscsökkentőkkel. A szórófejek a vízszállító csövekről lógatva helyezkednek el a talajszinttől hozzávetőleg 2,4 m magasságban. A szórófejek szórási sugara kb. 6-7 m. A szórófejek közötti távolság 5,3 m. Ettől eltérő távolság a tornyok közelében lehetséges. Az üzemeltetéshez biztosított nyomás ~1,8 bar volt a központi toronynál,

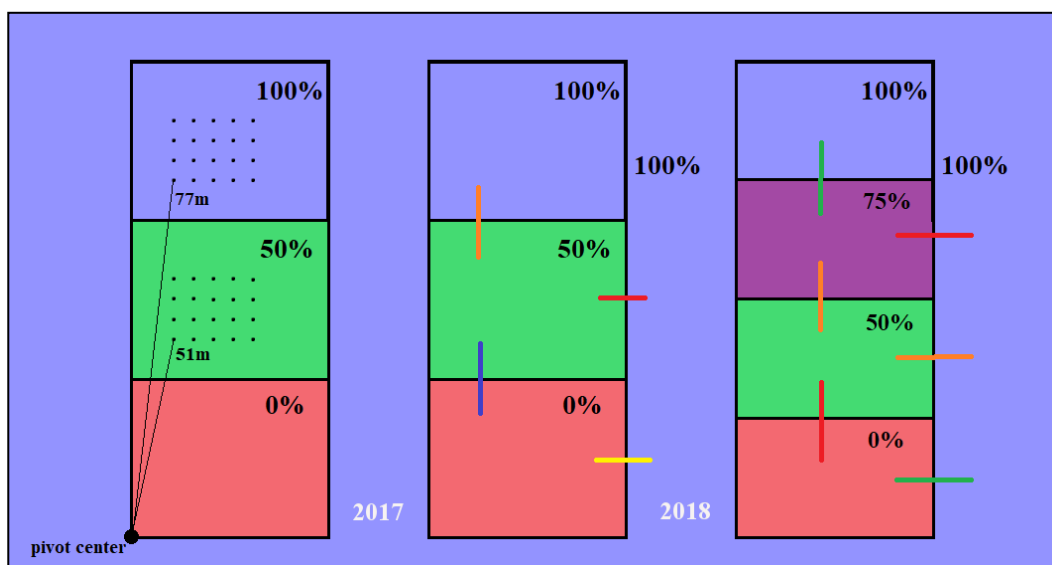
amely egy beépített nyomásmérővel mérhető. Az állandó nyomás fenntartását a szivattyú működését vezérlő frekvenciaváltó segítette. A gép haladását GPS kormányzórendszer irányította. Az eltérő ÖD kijuttatása úgy biztosítható, ha az adott területek fölött a szelepek ki- és bekapcsolnak, pulzálnak. Ezt a pulzáló működést mágnesszelepek biztosítják.

A kísérleti tér és a mérések leírása

A méréseket 2017-ben Szarvason, a Szent István Egyetem Tessedik campusának tanüzemében végeztük (GPS koordináták: É 46°53'011,5", K 20°31'058,6"). A területet É-ÉK felől a Szarvasi Holt-Körös határolja, a partján fás-cserjés növényzettel. Déli határa a szarvasi arborétum fás vegetációja. Nyugati határán halastavak töltéseit találjuk, amelyeket egy műút választ el a területtől. A különböző méréseket májustól-augusztusig végeztük egy ~0,4 ha-os területen (38×104 m). Ezt a területet három hasonló méretű parcellára osztottuk és a vízádagok 0, 50 és 100%-ával öntöztük. Az eltérő talajadottságok vagy a domborzati tényezők nem lettek figyelembe véve a zónák kialakításánál.

A különböző ÖD-okkal öntözött poligonok tervezéséhez Valley VRI 8.48 szoftvert használtunk. A szélesség mérése a talajszint felett 10 m-es magasságban történt, amely értéket 2 m-es magasságra transzformáltunk logaritmikus szél-profil segítségével. Az átlag szélesség 0,24 és 2,53 m s⁻¹ között alakult a csapadékmérőkkel végzett mérések közben. Az eltérően öntözött zónák határai helyének pontos megállapítására először a várható határookra merőlegesen alakítottunk ki egy-egy mérési vonalat.

A vízkijuttatás mérésére közönséges, mm-beosztású csapadékmérőket használtunk, amelyeket egy fa karóra helyeztünk. Az egyes méréseknél azonos mérési magasságba állítottuk fel a mérőket. Ez a magasság 60 cm volt, azonban a szezon végéhez közeledve ezt 90 cm-re kellett emelni a fejlett vegetáció miatt. A mérések adataiból eloszlási egyenletességet (Kruse 1978) és Christiansen-féle egyenletességi tényezőt (Christiansen 1941) számítottunk a két öntözött parcellára. Ehhez 4×5-ös négyzethálóba helyeztük el a csapadékmérőket az öntözött VRI zónákban, 60 cm-es mérési magasságban (1. ábra).



1. ábra. A megtervezett VRI parcellák a körforgó öntözőberendezés alatt

(Megjegyzés: piros: 0%, zöld: 50%, lila: 75%, kék: 100% öntözési arány. A négyzethálós mérési elrendezést a bal szélső rajz mutatja be, ahol a pontok jelölik a csapadékmérőket. A másik két rajzon az átmeneti zónákra vonatkozó mérési vonalakat jelöltük a két mérési évben. A szinkódolás segíti a 4., 5. és 6. ábrák jobb átláthatóságát.)

Figure 1. The defined VRI zones under the center pivot

(Notes: red: 0%, green: 50%, purple: 75%, blue: 100% application rate. The figure on the left shows the arrangement of the grid shape measurement, where the points represent the rain gauges. The other two figures show the arrangement of the measuring lines of the transition zones in the two consecutive years. Line colouring refer to the lines of graphs on the Figures 4-5-6.)

A csapadékmérők közötti távolság 3 m volt. A méréseket a zónák belső részében alakítottuk ki, így az átmeneti sávok nem befolyásolták az egyenletességet. A központi toronyhoz legközelebbi csapadékmérő az 50%-os zónában (IR50) 51 m-re helyezkedett el a központi toronytól, míg a 100%-al öntözött parcellában (IR100) 77 m-re. Ebben az elrendezésben négyszer ismételtük meg a mérést. Annak megállapítására, hogy milyen közel voltak a mért mennyiségek az előírtakhoz, az öntözés pontosságának jellemzésére, az átlagos abszolút hiba (MAE) és a négyzetes középhiba (RMSE) mutatószámokat számoltunk. A mérések másik típusát egy standard alapján végeztük, amelyet az Amerikai Agrármérnökök Társasága fejlesztett ki a körforgó öntözőberendezések egyenletességének meghatározására

(American Society of Agricultural Engineers (ASAE) 1997). Ehhez két egyenes vonalban állítottuk fel a csapadékmérőket, a központi toronyra nézve sugárirányban. A csapadékmérők közötti távolság 3 m volt és 60 cm magasságban helyeztük el őket. A legközelebbi mérő 36 m-re volt a központi toronytól, mivel a 0%-os zónát (IR0) kihagytuk a mérésekből. A harmadik típusú mérés irányult az eltérően öntözött zónák közötti átmeneti sávok szélességének megállapítására. Ehhez a mérési vonalakat a zónahatárookra merőlegesen állítottuk fel. 2017-ben a csapadékmérők közötti távolság 1 m volt és 90 cm magasságban helyeztük el őket. A mérési vonalak elhelyezkedését az 1. ábrán színes vonalak szemléltetik. A kék vonalon 14 db, a narancssárgán 14 db, a sárgán 11 db, a vörös vonalon 9 db csapadékmérőt

helyeztünk el. Ezt a mérést július 29-én folytattuk le, az öntözés ideje alatt mért $2,27 \text{ m s}^{-1}$ átlag szélesség mellett. A kapott eredmények további pontosítására, valamint részletesebb információ gyűjtésének érdekében 2018-ban ezt a típusú mérést megismételtük úgy, hogy az 50 és 100%-os zónák között egy 75%-os zónát alakítottunk ki. Továbbá az 1 m-es távolságot, 1,5 m-re emeltük a csapadékmérők között. A mérések közbeni evaporáció nyomon követésére 3 db, 10 mm-nyi vizet tartalmazó csapadékmérőt helyeztünk ki a mérési helyszín közelébe, azonban nem mértünk számottevő csökkenést ezekben, így nem kellett a mért értékeket korrigálnunk. Leginkább éjjel végeztük a méréseket, és a mért értékek leolvasása a következő reggelen történt meg. A szórófejek és a csapadékmérők közötti veszteségek figyelembevétele nem volt lehetséges, de *Schneider (2000)* szerint ez mindössze a vízmennyiség 1-2%-a lehet spray-típusú szórófejeknél. A gép minden esetben az óramutató járásával megegyező irányba haladt.

Adatfeldolgozás

A mért adatok értékeléséhez a Christiansen-féle egyenletességi tényezőt (CU_C), az eloszlási egyenletességet (DU) és a Heerman és Hein-féle formulát (CU_{HH}) használtuk.

A Christiansen-féle egyenletességi tényező (*Christiansen 1941*):

$$CU_C = 100 \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n |V_i - \bar{V}|}{\sum_{i=1}^n V_i} \right] \quad (1)$$

ahol

V_i = az egyes csapadékmérőkben felfogott öntözővíz mennyiség (mm)

\bar{V} = a csapadékmérőkben felfogott öntözővíz mennyiségek átlaga (mm)

Az eloszlási egyenletesség (DU) (*Burt és társai 1992, 1997*):

Az eloszlási egyenletesség számításához a mért értékeket növekvő sorrendbe állítjuk, majd az alsó 25%-ba sorolt értékek átlagát vesszük és elosztjuk az összes mért érték átlagával.

$$DU = 100 \times \frac{\text{Alsó negyed átlaga (mm)}}{\text{Összes érték átlaga (mm)}} \quad (2)$$

A Heerman és Hein formula (*American Society of Agricultural Engineers (ASAE) 1997*):

$$CU_{HH} = 100 \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n S_i |V_i - \bar{V}_p|}{\sum_{i=1}^n V_i S_i} \right] \quad (3)$$

ahol:

n = a csapadékmérők száma

i = i -edik csapadékmérő

V_i = az i -edik csapadékmérőben felfogott öntözővíz mennyiség (mm)

S_i = az i -edik csapadékmérő távolsága a központi toronytól (m)

\bar{V}_p = a felfogott öntözővíz mennyiségek súlyozott átlaga (mm), amelyet az alábbiak szerint számítunk:

$$\bar{V}_p = \frac{\sum_{i=1}^n V_i S_i}{\sum_{i=1}^n S_i} \quad (4)$$

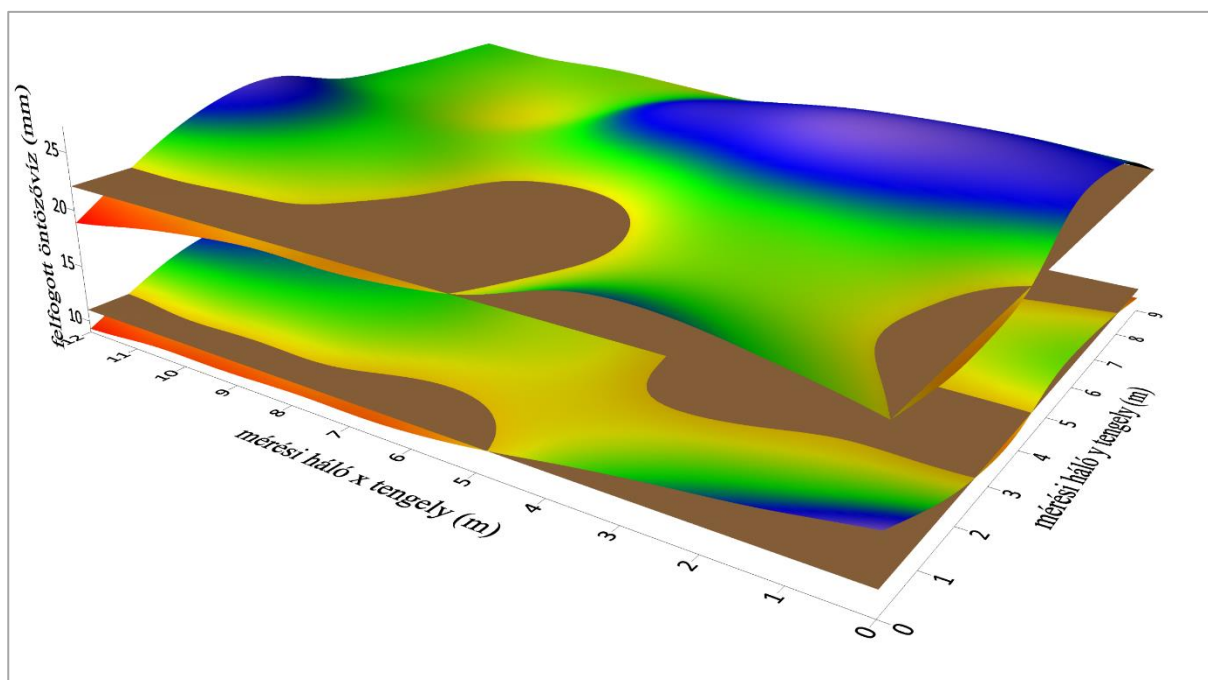
Az alul- és túlöntözés meghatározása a négyzetháló alapú mérésekből történt. A mért értékek alapján elkészítettük a 3D felszíneket és az adott öntözésnél előírt kijuttatási értéket reprezentáló síkokat. Az egyik cél az volt, hogy vizualizáljuk a vízelosztás modelljét, amelyek az egyenletességi értékekhez tartoznak és emellett, hogy kiszámítsuk az alul- és túlöntözések vízmennyiségeit és becsüljük ezek területi kiterjedését. Ezt úgy értük el, hogy kivontuk a síkokat a vízelosztást reprezentáló felszínekből (2. ábra). A gridek elkészítéséhez a módosított Shepard eljárást használtuk. Az interpolátor inverz-súlyozási eljárást használ. Különbözik a hasonló, fordított távolság hatvány interpolációtól, mivel a legkisebb négyzetet használja, így zárja ki vagy csökkenti a „bull’s eye” jelenséget a generált modellnél. Lehet ezakt vagy simító interpoláció is (*Franke és Nielson 1980, Renka 1988, Shepard és Donald 1968*). Több, a Surfer szoftverben elérhető és vizuális ellenőrzés után a szórásképre adaptálhatónak vélt interpolációs lehetőség közül választottuk ezt a módszert (távolsággal fordítottan arányos, krigelés, helyi polinomiális, minimális görbület, módosított Shepard módszer, radiális bázisfüggvény, háromszögelés lineáris interpolációval). A kiválasztáshoz teszteltük a különböző interpolációkat az IR100 zóna június 8-i mérést (4. mérés) alapul véve, mivel az alul- és túlöntözést egyaránt mutatott. Minden interpoláció segítségével elkészítettük a grid fájlokat, kiszámítottuk a hozzájuk tartozó reziduálisokat, majd összesítettük ezek abszolút értékeit. A reziduálisok jelentik az eltéréseket a mért és az interpolált értékek között. A legkisebb értéket a módosított Shepard eljárás adta 0,0125 értékkel. Emiatt úgy döntöttünk, hogy a további számításokhoz ezt az interpolációt fogjuk használni. A kapott eredményeket egy hektárra vetítve adtuk meg. A 3D felszín modellezést és a volumetrikus műveleteket Surfer 11 szoftverkörnyezetben végeztük (Golden Software, Inc, Golden, Colorado).

EREDMÉNYEK, KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A víz elosztásának egyenletessége, a térfogati és területi számítások

Négyzethálós mérések

A négyzethálóban lefolytatott mérések alkalmasak voltak a vízkijuttatási egyenletesség és a hozzájuk kapcsolódó alul- és túlöntözés térfogati és területi számítására. A négy kijuttatott vízmennyiségből kettő hasonló (12,2 és 12,7 mm), valamint kettő ezeknél magasabb érték (22,1 és 25,1 mm) (1. táblázat).



2. ábra. Vízeloszlási modell a 100% (felső) és 50% (alsó) öntözési arányokról a 2. mérés alapján (a barna síkok a tervezett kijuttatási mennyiséget szemléltetik)

Figure 2. Water distribution model of the 100% (upper) and 50% (lower) irrigation rates as measured in the 2. measurement (brown flats represent the prescribed water application)

1. táblázat. A vízkijuttatás egyenletessége a négyzetlós mérések alapján, a számított alul- és túlöntözött mennyiségekkel és területekkel

Table 1. The uniformity of water application according to the grid shape measurements with the calculated under- and overirrigated volumes and areas

Mérés	Öntözési arány	Öntözővíz adag (mm)	Egyenletesség		Térfogati számítás (m ³ ha ⁻¹)			Területi számítás (ha ha ⁻¹)	
			CU _c (%)	DU (%)	Túlöntözés	Alulöntözés	Különbőségük	Túlöntözött terület	Alul öntözött terület
Mérés 1:	IR100	25,1	91,8	88,7	14,1	11,8	2,3	0,51	0,48
Május 29.	IR50	12,6	90,8	86,2	5,6	5,2	0,5	0,43	0,57
Mérés 2:	IR100	22,1	92,8	90	15,8	1,1	14,8	0,83	0,17
Június 3.	IR50	11,6	88,8	85,1	4,1	3,6	0,5	0,48	0,52
Mérés 3:	IR100	12,2	92,3	88,7	6,1	4	2,1	0,53	0,47
Június 6.	IR50	6,1	89,3	86,7	6,7	0,1	6,7	0,93	0,07
Mérés 4:	IR100	12,7	92,9	89,5	6,4	1,4	5	0,67	0,33
Június 8.	IR50	6,35	90,7	86,4	5,9	0,5	5,3	0,85	0,15

A Christiansen-féle tényezőt tekintve az eredmények elentmondás nélküliek voltak. Az értékek a legtöbb esetben elérték a 90%-ot. Két érték volt ez alatt (89,3 és 88,8%) az IR50 kezelésben, de ezek is 86% felett, vagyis az egyenletesnek tekintett öntözés alsó határa felett (Yari és társai 2017). A CU_c és DU értékek is alacsonyabbak voltak az IR50 zónában. Az egyenletes öntözés alsó határa 80% DU-ban kifejezve (Irmak és társai 2011). A számított értékek minden esetben e fölött voltak ennél a körforgó öntözőberendezésnél. A Student-féle t-teszt alapján a két öntözési arány egyenletessége között különbség volt (P<0,05). Dukes és Perry (2006) Nelson R3000 szórófejekkel szerelt kör-

forgó öntözőberendezésen és lineáron végzett felméréseiben 0,95 DU-t és 95%-os CU_c-t regisztráltak 100%-os aránynál, valamint 0,91 és 0,92 DU-t, illetve 93 és 94% CU_c-t a rendszer 7 és 11%-os sebességénél. Ezek az értékek magasabbak az általunk tapasztaltaknál. Hasonló, négyzetlós mérések alapján, eltérő vízmennyiségeknél (19,1, 25,4 és 31,7 mm), széles körülmények között magas CU_c értékeket (90,4-94,4%) állapítottak meg kutatók, az előírt mennyiségektől való nagy eltérésekkel, melynek okozója a nagy szélsőség volt (Yari és társai 2017). Minden mérésünk alacsony szélsőség mellett zajlott; a legmagasabb szélsőség 1,18 m s⁻¹ volt a mérések közben (2. táblázat).

2. táblázat. A négyzethálós méréseknél öntözött mennyiségek pontossága
Table 2. The accuracy of the water application by the grid shape measurements

Mérések	Öntözési arány	Öntözővíz adag (mm)	Átlag szélesség (m s ⁻¹)	MAE (mm)	RMSE (mm)	Átlag (mm)	IR100-hoz viszonyított arány (%)
Mérés 1: Május 29.	IR100 IR50	25,1 12,6	0,94	2,1 1,2	2,7 1,7	24,7 12,4	- 50,4
Mérés 2: Június 3.	IR100 IR50	22,1 11,6	0,61	1,7 1,2	2,3 1,6	23,1 11,2	- 48,4
Mérés 3: Június 6.	IR100 IR50	12,2 6,1	1,18	1 0,8	1,2 0,1	12,4 6,9	- 55,4
Mérés 4: Június 8.	IR100 IR50	12,7 6,35	0,24	0,9 0,7	1,2 1,1	12,9 6,9	- 53,3

A MAE és RMSE alapján az öntözés pontossága jobb volt a 12,2 és 12,7 mm ÖD-oknál. Az 50%-os zóna átlagos MAE értéke 0,97 mm, a 100%-os zónáé 1,44 mm. Az átlag RMSE értékek 1,1 és 1,82 mm voltak az 50 és 100%-os arányú zónákban. Más kutatók is <3 mm RMSE értéket állapítottak meg, a haladási iránnyal megegyező irányú és a sugárirányú mérések alapján egyaránt (*O'Shaughnessy és társai 2013*). Az IR50 zóna IR100-ra vonatkoztatott, valós öntözési arányának számításához a csapadékmérőkben fel-fogott értékek átlagát használtuk fel. Ahogy az alacsonyabb dózis 50% volt, úgy a számítás alapján is 50 % körüli értékek jöttek ki az IR100-hoz viszonyítva. A legnagyobb eltérés a június 6-án végzett mérésnél volt, amikor plusz 5,4% volt kiöntözve a tervezett 50%-on felül.

Az alul- és túllöntözés mennyisége változó volt a különböző ÖD-oknál. Példaként a 3. mérés vizsgálata a 2. ábrán látható. A legmagasabb túllöntözés 14,1 és 15,8 m³ ha⁻¹ voltak, amikor az ÖD 20 mm fölött volt. Egyéb esetben a túllöntözés mennyisége 4,1-6,7 m³ ha⁻¹ között mozgott. A modellezés alapján számított túllöntözés átlaga 8,1 m³ ha⁻¹ volt. A négyzethálós mérések alapján az alul öntözés mértéke alacsonyabb volt, mint a túllöntözés. A legmagasabb 11,8 m³ ha⁻¹ értéket, 25,1 mm kiöntözésénél tapasztaltuk. Más méréseknél minimum 0,1 és maximum 5,2 m³ ha⁻¹ öntözővíz hiányzott a tábla alul öntözött részeiről. Az

alul öntözés átlaga 3,46 m³ ha⁻¹ volt. Az alul öntözött mennyiségeket kivonva a túllöntözött mennyiségekből eltérő eredményeket kaptunk. Amikor az ÖD-ok 20 mm fölöttiek voltak, akkor az 50%-os parcellában kaptuk a legkisebb értékeket (0,5 m³ ha⁻¹ mindkét mérésnél). A legnagyobb különbséget a 2. mérésnél tapasztaltuk a 100%-kal öntözött zónában, ahol a legmagasabb túllöntözött mennyiséget kis mennyiségű alul öntözés mellett regisztráltuk. Az alul- és túllöntözött területeket megvizsgálva látható, hogy a túllöntözött területek szinte minden esetben nagyobbak, mégis van két eset ennek ellenkezőjére az 50%-os zónában az 1. és 2. mérésnél (*1. táblázat*).

Sugárirányú mérések

Fontos megjegyezni, hogy a mérés tartalmazta az átmeneti sávot is a különböző zónák között. Ezért az ebbe eső értékeket kihagytuk a CU_{HH} egyenletesség számításánál. Azonban a mérés így információt adott az átmeneti sáv szélességéről is.

A mérési vonalak ez esetben nem merőlegesek a parcellák határaitra, hanem a központi toronyra sugárirányban lettek elhelyezve. A legalacsonyabb egyenletességet a 4. mérésnél tapasztaltuk az 50%-os aránynál. A legjobb egyenletesség szintén ebben a zónában, a 3. mérésnél volt mérhető (*3. táblázat*).

3. táblázat. Vízkijutás egyenletessége az ASAE standard szerint végzett mérések eredményei alapján
Table 3. The uniformity of water application according to the results of the measurements conducted by the ASAE standard

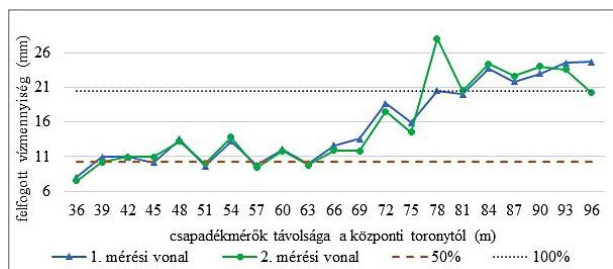
Mérések	Öntözési arány	Átlag szélesség (m s ⁻¹)	Öntözővíz adag (mm)	Egyenletesség	
				CU _{HH} (%)	Átlag (mm)
Mérés 1: Május 29.	IR100 IR50	1,3	14,2 7,1	90,2 91,1	14,3 6,8
Mérés 2: Június 3.	IR100 IR50	2,53	19,3 9,7	90 89,5	19,4 9,3
Mérés 3: Június 6.	IR100 IR50	0,46	15,7 7,9	90 92,4	16,6 7,4
Mérés 4: Június 8.	IR100 IR50	1,32	20,4 10,2	90,2 87,8	22,6 10,8

Minden mérésnél magas egyenletességet regisztráltunk. Minden érték 90% fölötti vagy ahhoz közeli volt. Mivel a csapadékmérők között 3 m távolság volt, így nehéz az átmenet szélességének pontos megállapítása. A 3. mérés eredményei a 3. ábrán láthatók.

Ennél a mérésnél az átmenet kb. 69 m-nél kezdődik és 78 m-ig tart. Hasonló méréseket végeztek el Zhao és munkatársai (2014), és arra a következtetésre jutottak, hogy

maximum 4 m pufferezóna elégséges a szomszédos zónák között, ha a CU_{HH} ≥ 85% kielégítő. A 2. mérési vonalon találunk egy kiugró értéket, de az 1. mérési vonalon, megegyező távolságban mért érték pontosan illeszkedik a megkívánt értékhez. A kiugró érték oka lehet a szórófejekről való csöpögés, ahogy az pont a csapadékmérő fölött halad át. *Sui és Fisher (2015)* VRI-vel felszerelt körforgó öntözőberendezésen (10 zóna) végzett mérései alapján az átlag

CU_{HH} egyenletesség 83,1% volt az 50%-os zónában és 88,7% a 100%-kal öntözött zónában. Ezek az értékek alacsonyabbak, mint amiket az általunk vizsgált berendezésnél mértünk.

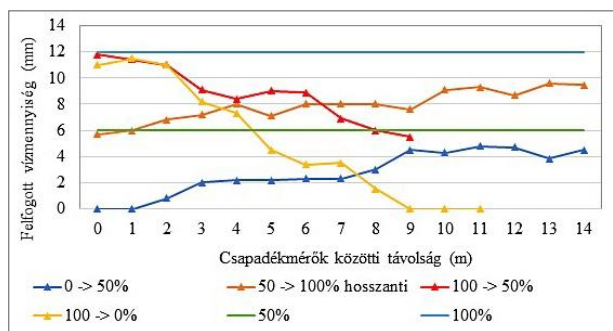


3. ábra. A sugárirányban végzett 3. mérés eredményei a két mérési vonallal és az előírt vízádagokkal

Figure 3. The results of the 3rd measurement (measuring gauges placed radially to pivot centre) with the two measuring lines and the prescribed depths

Átmeneti sávok szélessége

A 4. ábrán mutatjuk be a két eltérő aránnyal öntözött zóna közötti fokozatos átmenetet 2017-ben és az 5. és 6. ábrán a három eltérő aránnyal öntözött zónák közötti átmenetet 2018-ban. A színek segítik az adott mérési vonalak azonosításában.



4. ábra. Az átmeneti sávokra vonatkozó 2017-ben végzett mérések eredményei

(Megjegyzés: A különböző színű mérési vonalak az adott két zóna közötti átmenetre utalnak, valamint világoskék és zöld vonal jelzi az előírt vízmennyiségeket)

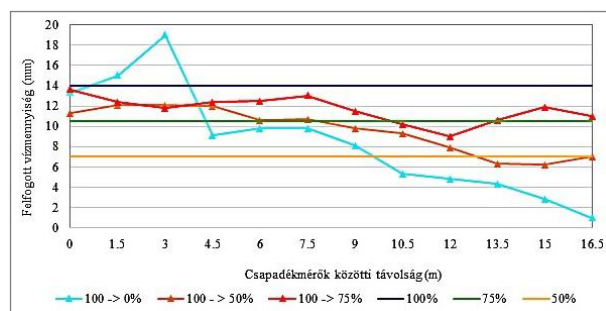
Figure 4. The results of the transition zone measurements in 2017

(Note: The colour of the lines represents the transition between the given two zones. The light blue and green lines represent the prescribed water depths)

A tábla hosszanti oldalára merőleges két mérési vonal hasonló volt 2017-ben. A 0-100% és az 50-100% közötti átmenet egyaránt végbement 9 m-en belül. A hosszanti oldallal párhuzamos mérési vonalak alapján nehéz a pontos átmenetet meghatározni. Sem a 0-50%-os, sem az 50-100%-os átmenet nem érte el a mérési vonal hosszán a megkívánt értéket (4. ábra). A 0-50%-os vonalon a megkívánt érték 75%-át (6 mm) éri el az átmenet 9 m alatt és 80%-át 11 m alatt, de e fölé nem mennek az értékek a 14 m hosszú mérési vonalon. Az 50-100%-os vonalon a mért öntözővíz 10 m alatt érte el a 75%-ot (12 mm) és 13 m alatt a 80%-ot, de nem közelítette tovább a megkívánt mennyiséget a 14 m alatt. Az szélső sebesség átlaga $1,64 \text{ m s}^{-1}$ volt a mérés közben. Más szerzők 3 m széles sávról számoltak be, amely nagyban befolyásolta az egyenletességet az

első három tagra vonatkozólag és 6-9 m-ről az utolsó két tagra vonatkozóan egy 6 tagból álló körforgó öntözőberendezés esetében (O'Shaughnessy és társai 2013). Ez a berendezés kisebb átmeneti zónákkal dolgozott, mint az általunk vizsgált.

A kísérleti parcella hosszabb oldalára merőleges átmeneteket az 5. ábra szemlélteti. A legnagyobb arányú differencia az eltérő arányú zónák között a 100%-ból 0-ra való csökkenés volt. Megállapítottuk, hogy az átmenet megvalósult a mérési vonalon, azonban ehhez 16,5 m-re volt szükség. Így az induló 13,3 mm-es érték 1 mm-re csökkent. A mérési vonal harmadik csapadékmérőjében egy kiugró értéket találtunk, melynek oka a szórófejről való csöpögés lehetett. Továbbá, ha a kiugrástól számítjuk az átmenetet (3 m), akkor 13,5 m alatt teljesül az átmenet ezen a vonalon. A 100 és 75% átmeneténél az első 7,5 m-en egy szűk intervallumban stagnálnak az értékek, majd 7,5-10,5 m-ig gyorsan csökken a mért érték a beállítottá. A 100 és 50% közötti átmenet mérési vonala alapján nehezen adható meg pontosan az átmeneti sáv szélessége. A mérési vonal kezdetén a 100%-ot jelentő 14 mm-es érték helyett 12 mm körüli értékeket mértünk 4,5 m-ig. Innen a következő 9 m-en csökkennek a mért értékek a kívánatos 7 mm alá, majd maradnak az 50%-os arányú zónában előírt érték közelében.

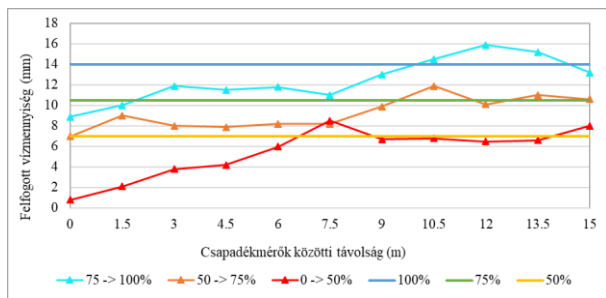


5. ábra. A kialakított zónák közötti átmenet mérések eredményei a kísérleti parcella hosszú oldalára merőlegesen (2018) (Megjegyzés: A különböző színű mérési vonalak az adott két zóna közötti átmenetre utalnak, valamint kék, zöld és sárga vonalak jelzik az előírt vízmennyiségeket.)

Figure 5. The results of the transition measurements between zones when measuring lines were orthogonal to the longer sides of the field (2018)

(Note: The colour of the lines represents the transition between the given two zones. The blue, green and yellow lines represent the prescribed water depths.)

A kísérleti parcella hosszabb oldalával párhuzamos átmeneteket a 6. ábrán ábrázoltuk a 2018-as mérések alapján. Az öntözetlen parcellából a szomszédos 50%-os arányú parcellába való átmenet már 7,5 m-en belül végbement, ahol a piros vonal kiválóan simul rá a megkívánt 7 mm-es mennyiséget jelentő vonalra. Az 50-ből 75%-os arányba való átmenetnél 7-ről 10,5 mm-re való emelkedés volt szükséges, amely 10,5 m-en belül ment teljesen végbe, de már 9 m-nél (9,9 mm) is jól megközelíti a vízmennyiség az elvárt 10,5 mm-t. A világoskék vonal mutatja a 75%-ból 100%-ba tartó átmenetet. Ez 1,5 m-nél indul és teljesen 10,5 m-nél valósul meg, így az átlagosnak mondható 9 m-nél, már ez is jól közelít.



6. ábra. A kialakított zónák közötti átmenet mérésének eredményei a kísérleti parcella hosszú oldalával párhuzamosan (2018) (Megjegyzés: A különböző színű mérési vonalak az adott zóna közötti átmenetre utalnak, valamint kék, zöld és sárga vonalak jelzik az előírt vízmennyiségeket.)

Figure 6. The results of the transition measurements between zones when measuring lines were parallel to the longer sides of the field (2018).

(Note: The colour of the lines represents the transition between the given two zones. The blue, green and yellow lines represent the prescribed water depths.)

Magyarországon a gazdák a frontálisan haladó berendezéseket (lineárok) részesítették előnyben korábban, így a körforgó öntözőberendezések terjedése csak az utóbbi évek eredménye. Fontos, hogy a gazdálkodók megismerjék az automatizált körforgó szárnyvezetékek előnyeit, amelyek könnyen működtethetők és egyszerűbb a kiépítésük is, továbbá a saroköntöző tagok megjelenésével táblák alakjának lekötése is megfelelővé vált. A VRI technológiával elérhető energia- és vízmegtakarítás további előnyöket jelent. Az adott ÖD-oknál fellépő alul- és túlöntözés, valamint a kapcsolódó vízkijuttatási egyenletesség vizsgálata újdonságnak számít a VRI is rendszeren, ahol minden szórófej egyenként működtethető. Az egyenletesség egy időben, megegyező feltételek mellett került mérésre a két különböző zónában, így az eloszlási és a Christiansen-féle egyenletességek összehasonlítása lehetővé vált. Mindkét öntözött parcella kiváló egyenletességet mutatott, továbbá megállapítottuk, hogy nem volt jelentős az alul- és túlöntözött vízmennyiség hektárra vetítve. A szomszédos zónák közötti átmeneti sávok vizsgálata alapján kiderült, hogy legalább 9 m széles átmenettel kell számolni, amely akár 14 m fölé is nyúlhat, ha nagyon pontos vízkijuttatás szükséges. Következésképpen megállapítottuk, hogy a szórófejenként vezérelhető VRI rendszer egyenletessége megfelelő volt az eltérő aránnyal öntözött zónákban, a jó egyenletességi mutatók mellett az alul- és túlöntözés nem számottevő. A VRI zónák határainak kijelölésénél legalább 9 m átmeneti sáv figyelembevétele szükséges, hiszen a két év mérései alapján leginkább ez az érték jellemző a VRI zónák átmeneti sávjaira. Ennek ismeretében biztosabban jelölhetjük ki azokat a területeket, ahol fontos, hogy a megkívánt vízmennyiség kijuttatása megfelelő egyenletesség mellett teljesüljön.

A tanulmányban bemutatott vizsgálatsorozat egyelőre nem tért ki a párolgási veszteségek mérésére, mely a precíziós vízkijuttatás tényleges megvalósulását érdemben befolyásolhatja. A helyspecifikus öntözővízadagok önmagukban csökkentik a veszteségeket, így a párolgási deficitet is, ugyanakkor a táblán belüli vízháztartás optimalizálásakor az evapotranszpiráció térbeli eloszlására is figyelemmel kell lenni.

Az eloszlás- és egyenletesség vizsgálatok mindössze a rendelkezésre állt, szerelt szórófejtípusra vonatkoznak. Célunk, hogy az eltérő cseppképzésű vízkijuttató elemekre is hasonló elemzéseket végezzünk, segítve ezzel a precíziós öntözéssel kapcsolatos szaktanácsadásokat.

Érdekes kérdéskör a növényállomány nélküli (pl. kelesztő öntözés) vagy elhanyagolhatóan kis magasságú kultúrák öntözése során előálló szórás egyenletességek vizsgálata, mivel ezekben az estekben a felszíni elfolyás jelentősége az érdesség csökkenése miatt fokozott lehet.

A precíziós öntözés terjedését – hasonlóan más agrotechnikai elemekhez – alapvetően a gazdaságossági kérdések határozzák meg. A tanulmányban bemutatott, méréseken alapuló, tudományos igényességű mérésorozatok jó alapot nyújtanak az objektív költség-haszon elemzésekhez is.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A publikáció elkészítését az EFOP-3.6.3-VEKOP-16-2017-00008, a kutatómunkát az EFOP-3.6.1-16-2016-00016 pályázat támogatta. A tanulmány alapjául szolgáló kutatást az Emberei Erőforrások Minisztériuma által meghirdetett Felsőoktatási Intézményi Kiválósági Program támogatta, a Szent István Egyetem vízzel kapcsolatos kutatások, tématerületi programja keretében (1783-3/2018/FEKUTSRAT).

IRODALOMJEGYZÉK

- American Society of Agricultural Engineers (ASAE)* (1997). Test Procedure for Determining the Uniformity of Water Distribution of Center Pivot and Lateral Move Irrigation Machines Equipped with Spray or Sprinkler Nozzles (Revised 2001). USA.
- Bartholy, J., Pongrácz, R., Hollósi, B.* (2013). Analysis of projected drought hazards for Hungary. *Advances in Geosciences*, 35, 61-66.
- Burt C. M., Clemmens A. J., Strelkoff T. S., Solomon K. H., Bliesner R. D., Hardy L. A., Howell T. A., Eisenhauer D. E.* (1997). Irrigation Performance Measures: Efficiency and Uniformity. *J. Irrig. Drain. Eng.* 123, 423-442.
- Burt C. M., Walker R. E., Styles S. W.* (1992). Irrigation system evaluation manual. California.
- de Bruyn L. P.* (1982). The Effect of Over-Irrigation on the Growth and Production of *Gossypium hirsutum*. *Irrig. Sci.* 3, 177-184.
- Christiansen E. J.* (1941). The uniformity of application of water by sprinkler systems. *Agric. Eng.* 22, 89-92.
- Daccache A., Knox J. W., Weatherhead E. K., Daneshkhan A., Hess T. M.* (2015). Implementing precision irrigation in a humid climate - Recent experiences and on-going challenges. *Agric. Water Manag.* 147, 135-143.
- Dukes M. D., Perry C.* (2006). Uniformity testing of variable-rate center pivot irrigation control systems. *Precis. Agric.* 7, 205-218.
- Evans R. G., LaRue J., Stone K. C., King B. A.* (2013). Adoption of site-specific variable rate sprinkler irrigation systems. *Irrig. Sci.* 31, 871-887.

- FAO (2016). Global Map of Irrigation Areas (GMIA).
Elérhető:
<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/irrigationmap/index.stm>
- Fiebig A., Dodd I. C. (2016). Inhibition of tomato shoot growth by over-irrigation is linked to nitrogen deficiency and ethylene. *Physiol. Plant.* 156, 70–83.
- Franke R., Nielson G. (1980). Smooth interpolation of large sets of scattered data. *Int. J. Numer. Methods Eng.* 15, 1691–1704.
- Irmak S., Odhiambo L. O., Kranz W. L., Eisenhauer D. E. (2011). Irrigation Efficiency and Uniformity, and Crop Water Use Efficiency. *Biol. Syst. Eng. Pap. Publ.* 451, 8.
- Kranz W. L., Evans R. G., Lamm F. R., Peters R. T. (2012). A Review of Mechanical Move Sprinkler Irrigation Control and Automation Technologies. 28, 389–397.
- Kruse E. G. (1978). Describing Irrigation Efficiency and Uniformity. *J. Irrig. Drain. Div.* 104, 35–41.
- Marosán Á. (2016). Öntözésjelentés. Budapest. Agrárgazdasági Kutató Intézet. XIX. (1) 18 p.
- Marosán Á. (2017). Öntözésjelentés. Budapest. Agrárgazdasági Kutató Intézet. XX. (1) 17 p.
- O'Shaughnessy S. A., Evett S. R., Andrade M. A., Workneh F., Price J. A., Rush C. M. (2016). Site-Specific Variable-Rate Irrigation as a Means to Enhance Water Use Efficiency. *Trans. ASABE* 59, 239–249.
- O'Shaughnessy S. A., Urrego Y. F., Evett S. R., Colazzi P. D., Howell T. A. (2013). Assessing application uniformity of a variable rate irrigation system in a windy location. 29, 497–510.
- Pék Z., Daood H. G., Neményi A., Helyes L., Szuvandzsiev P. (2017). Seasonal and irrigation effect on yield parameters and soluble solids content of processing cherry tomato. *Acta Hort.* 1159, 45–49.
- Perry C., Pocknee S., Hansen O. (2003). A variable rate pivot irrigation control system, in *Precis. Agric.*, (Stafford J., Werner A., eds), pp. 1–6. Wageningen Academic Publishers.
- Renka R. J., J. R. (1988). Multivariate interpolation of large sets of scattered data. *ACM Trans. Math. Softw.* 14, 139–148.
- Schneider A. D. (2000). Efficiency and Uniformity of the LEPA and Spray Sprinkler Methods: A Review. *Trans. ASAE* 43, 937–944.
- Shepard D., Donald (1968) A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data, in *Proc. 1968 23rd ACM Natl. Conf.* -, pp. 517–524. ACM Press, New York, New York, USA.
- Spinoni J., Naumann G., Vogt J. V., Barbosa P. (2015). The biggest drought events in Europe from 1950 to 2012. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 3, 509–524.
- Sui R., Fisher D. K. (2015). Field test of a center pivot irrigation system. *Appl. Eng. Agric.* 31, 83–88.
- Yari A., Madramootoo C. A., Woods S. A., Adamchuk V. I. (2017). Performance Evaluation of Constant Versus Variable Rate Irrigation. *Irrig. Drain.* 66, 501–509.
- Zhao W., Li J., Yang R., Li Y. (2014). Field evaluation of water distribution characteristics of variable rate center pivot irrigation system. *Trans. Chinese Soc. Agric. Eng.* 30, 53–62.

A SZERZŐK



BÍRÓ TIBOR Okleveles agrármérnök. PhD értekezését síkvidéki vízrendezés témakörében 1998-ban védte meg. 2006 óta egyetemi docens. 2009-től a Károly Róbert Főiskola dékánja, majd kutatási rektorhelyettese volt. 2014-től a Szent István Egyetem (SZIE) Békés megyei karát vezette. 2017-től a Nemzeti Közszolgálati Egyetem Víz tudományi Karának dékánja. A Magyar Hidrológiai Társaság Mezőgazdasági Vízgazdálkodási Szakosztályának elnöke. A Hidrológiai Közölny Szerkesztőbizottságának tagja. Tagja az Országos Vízügyi Főigazgatóság Tudományos Tanácsának, valamint az Országos Vízgazdálkodási Tanácsnak. Az MTA KÖTEB Víz és környezet albizottságának titkára. Publikációinak száma közel 200.

TAKÁCS SÁNDOR Okleveles környezetgazdálkodási agrármérnök. 2018 óta a SZIE MKK Kertészeti Intézetében tudományos segédmunkatársként tevékenykedik. Jelenleg a SZIE Növény tudományi Doktori Iskolájában doktorjelölt. Kutatási területe az ipari paradicsom öntözési reakcióinak vizsgálata és az öntözés minőségének felmérése, értékelése, valamint a növény növekedési modellelés vizsgálata. 12 tudományos publikáció szerzője.

HELYES LAJOS Okleveles kertészmérnök, az MTA doktora. 2008 óta egyetemi tanár. A Szent István Egyetem Egyetemi Doktori Tanácsának és a Növény tudományi Doktori Iskola Tanácsának elnöke. A SZIE tudományos rektorhelyettese, a Kertészeti Intézet igazgatója. Az MTA Kertészeti- és Élelmiszer-tudományi Bizottság Zöldségtermesztési Albizottsága tagja; az ISHS Water Supply and Irrigation Working Group tagja. Összes közlemény száma 353, melyből 213 tudományos, ebből 169 angol nyelvű. Kutatási területe a kertészeti termények beltartalmi értékeire ható biotikus és abiotikus tényezők vizsgálata, különös tekintettel az antioxidáns tartalomra.

PÉK ZOLTÁN Okleveles kertészmérnök, PhD Habil. 2010 óta egyetemi docens. A Szent István Egyetem, Kertészeti Intézet igazgatóhelyettese. Az MTA Kertészeti- és Élelmiszer-tudományi Bizottsága elnökhelyettese, a Zöldségtermesztési Albizottság elnöke; az ISHS Production of Vegetables for Processing Group tagja. Összes közleményeinek száma 180, melyből 130 tudományos, ebből 108 angol nyelvű. Kutatási területe a kertészeti termények fitonutrienseinek meghatározása a környezeti paraméterek viszonylatában, hiperspektrális képalkotás, közeli infravörös és kvantitatív spektrofotometria felhasználásával.

Balneológiai és gyógyvíz-technológiai vizsgálatok Parádfürdőn

Szűcs Péter^{***}, Kiss-Tóth Emőke^{***}, Ilyés Csaba^{***}, Tóth Márton^{*}, Juhász Eleonóra^{***}, Dojcsákné Kiss-Tóth Éva^{***}, Juhászné Szalai Adrienn^{***}, Rabóczky Anita^{****}, Suskó Mihály^{****}

^{*} Miskolci Egyetem Műszaki Földtudományi Kar, Környezetgazdálkodási Intézet, 3515 Miskolc, Egyetemváros.

(E-mail: hgszucs@uni-miskolc.hu; hgilyes@uni-miskolc.hu; hgototh@uni-miskolc.hu)

^{**} MTA-ME Műszaki Földtudományi Kutatócsoport, 3515 Miskolc, Egyetemváros.

^{***} Miskolci Egyetem Egészségügyi Kar, 3515 Miskolc, Egyetemváros.

^{****} Parádfürdői Állami Kórház, 3244, Parádfürdő, Kossuth u. 221.

Kivonat

A Parádfürdői Kórházban terápiás célokra használt vasas-timsós gyógyvíz Magyarországon egyedülálló. A gyógyvizet nem forrásból, vagy kútból nyerik, hanem egyedülálló módon a kórház fölött elhelyezkedő Egyezség-táróból kinyert kőzetet áztatják két medencében, amit később kádfürdőkben használnak többféle megbetegedés gyógyításához. Kutatásunkban ezt az áztatásos gyógyvízkészítési módszert, valamint hatásait vizsgáltuk egy tématerületen átívelő komplex program keretében. Egyrészt a kinyert kőzet áztatásával nyert vizet vizsgáltuk többféle előkészítés, aprítás után. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a táróból nyert timsós kőzet további aprítása érdemben nem befolyásolja a kinyerhető oldott anyag tartalmát. A gyógyvizet jelenleg nőgyógyászati betegségek, bántalmak kezelésére használják, azonban a vizsgálatok során arra is kerestük a választ, hogy igazoljuk a gyógyvíz rövidtávú hatásosságát az arthritis psoriatica diagnózisú betegek esetében. Az eddig elvégzett kutatások is hozzájárulhatnak ahhoz, hogy a Miskolci Egyetem a balneológiai kutatások területén jelentősen növelje a tevékenységét a jövőben.

Kulcsszavak

Balneológia, gyógyvíz, kioldódás, vasas-timsós kőzet.

Balneological and medicinal water technology research investigations in Parádfürdő

Abstract

The iron-and-teas therapeutic water used for medicinal purposes in the Parádfürdő Hospital is unique in Hungary. The medicinal water is not extracted from a spring or a well, but the rock extracted from the Adit Egyezség above the hospital is soaked in two pools, which are later used in bathtubs to cure various diseases. In our research, we studied the method and effects of the medicinal water in the framework of a cross-thematic research. On the one hand, we studied the water obtained by soaking the extracted rock after several grinding. Based on the results, these do not significantly affect the extractable solids content. At present, medicinal water is used to treat genital diseases, but in the study, we were looking for a response to the short-term efficacy of medicinal water in patients with psoriatic arthritis diagnosis. The completed investigations can strengthen the balneology research activity at the University of Miskolc.

Keywords

Balneology, medicinal water, dissolution, potash-alum rock.

BEVEZETÉS

Parád híres a fürdő- és gyógyvizeiről, már 1730-as években feljegyezték a Parádi-völgy forrásainak gyógyvizét, azok gyógyászati felhasználását (Cseke 1982). Többek között a vas-timsós-arzénos Clarisse-forrás, a kénes-alkális Csevice-forrás vizei régóta ismertek gyógyhatásúak (Aujeszky és társai 1949). A gyógyhely először e forrásokon alapuló ivókúrairól volt híres, ezeket a vizeket a mai napig palackozzák.

Az 1952-ben megalakult az Állami Gyógyfürdőkórház, ami a harmincas években épült mai formájában, tovább hasznosította az eddig ismert forrásokat, és új módszereket dolgozott ki a hasznosítására (Cseke 1982).

A XVIII. század óta a közeli Fehér-kő „Egyesség-tárójából” érceket termeltek ki. Az érceken már szegény kőzeteket kilúgozták és fürdésre alkalmas gyógyvíz előállításához használták fel. Jelenleg a pirittartalmú andezitet kiváló minőségű ivóvízzel elegyítve használják fel. A táro 350 m hosszú vágataiban különböző minőségű és szövetű dácitokat termeltek ki, melyek közül a kissé kovás, kaolinos, pirittartalmú szulfátos dácit-breccsa a legalkalmasabb a gyógyvíz előállítására (Cseke 1982).

A gyógyfürdő vizeit különböző típusú nőgyógyászati megbetegedésére alkalmazzák sikerrel, míg a források vizeit palackozzák, a Csevice-forrás idült gyomor és bélhurut ellen javallt, míg az arzénos víz vérszegénység, lábadozás és kimerültség ellen segít (Frank és társai 1932).

A Miskolci Egyetem Műszaki Földtudományi Kara (Szűcs és Mikita 2016) az Egészségügyi Karral, valamint a Parádfürdői Állami Kórházzal közösen egy interdiszciplináris kutatás keretében vizsgálja a parádi gyógyvízkészítés módszerét, azok hatékonyságát, valamint új típusú gyógyászati alkalmazását.

PARÁD KÖRNYEZETE

Parád a Mátra hegység északi előterében, a Parádi-Tarna mellett 240 mBf magasságban fekszik. Északról a Fehér-kő (320 m), délről a Vörösvár (369 m) határolja (Cseke 1982). Éghajlata jellegzetes völgyklíma, a magas hegyek nagyfokú szélvédelmet adnak, ami hűvös nyarat és nem túl hideg telet eredményez (Aujeszky és társai 1949).

A gyógyhely környezetében számos forrás található. A Sándor-rét alatt nyíló Ilona-völgyben fekvő Szent-István-kút kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátos, vasas gyógyvize, ami mélyből, utóvulkáni eredetű szénsavgázzal tör elő. Parádhuta északi részén található a Clarisse (Klarissza) forrás,

ami egyszerű vasas gyógyvíz (Cseke 1982). A forrás már a 19. századi gyűjteményekben is részletesen szerepel, a 12 °C-os 2056,8 mg/kg összes oldott alkotórészrel bíró timsós-vasas források között (Papp és társai 1949).

Parásdsásvár közelében találhatóak a Csevicze I és II források, amelyekből az alkáli-hidrogén-karbonátos, szénsavas, kénes gyógyvizet palackozzák (Cseke 1982). A Csevicze vize 10 °C-os, nagy mennyiségben található benne kénhidrogén és nátrium-bikarbonát (Boleman 1896).

PARÁD FÖLDTANI FELÉPÍTÉSE

Parád környékének földtani felépítését leginkább a közelben fekvő Recsk melletti ércesedés kutatása eredményeképpen ismerjük. Innen tudjuk, hogy először a 18. századból származik írásos adat, ami parádfürdői réz-ezüst telékről ír (Varga és társai 1975).

A Lahóca felfedezése 1852-ben történt, felszíni érckibuvásként. Az ércbányászat a múlt században több megszakítással egyre több ércetest felfedezésével folytatódott, majd 1930-tól több aranyban dús érclencsét is felfedeztek. A második világháború után a területet kimerültnek tekintették, majd későbbi kutatásokkal további lelőhelyeket tártak fel, és 1979-ig üzemelt a bánya.

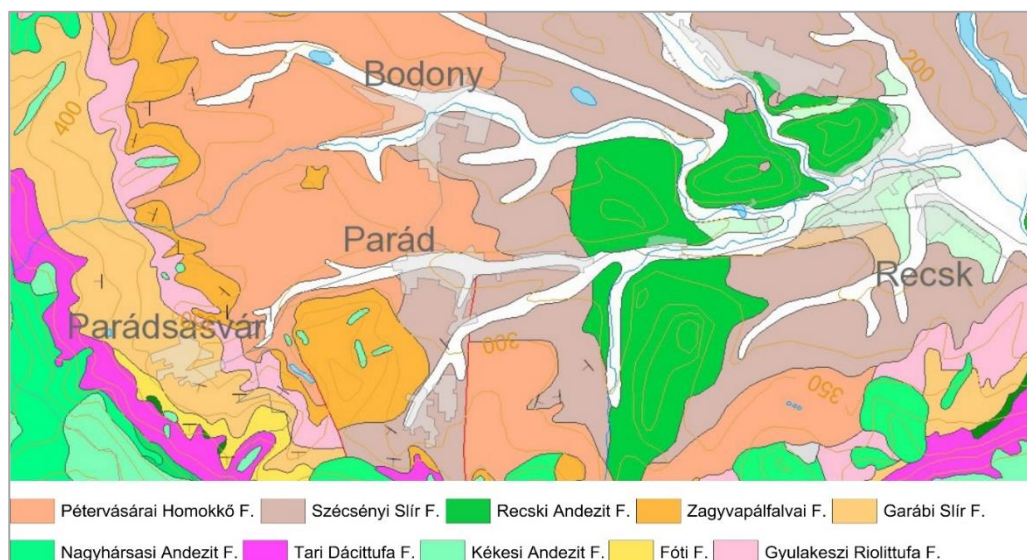
A bányászat során összesen 3 millió tonna ércet termeltek ki, ehhez kb. 7,5 tonna arany kapcsolódott (Földessy 1997).

Magyarország területén számos olyan aktív zóna helyezkedik el, amelyek feszültségek, valamint belső erők hatására felszakadnak és utat engednek a mélyből jövő nagy nyomás hatására felnyomuló magmának. Az egyik ilyen fontos zóna a Gyöngyösoroszi – Recsk – Rudabánya között követhető Darnó-övezet (Csiffáry 2009).

A Mátra hegység a Belső-Kárpáti vulkáni ív középső részén található. A Mátra hegység két vulkáni sorozatra különíthető, ÉK-en egy idősebb paleogén (felső-eocén-alsó-oligocén) és egy fiatalabb, a Mátra fő tömegét alkotó neogén (kárpáti-bádeni) sztratovulkáni sorozatra. A paleogén vulkanitok csak kis területen Recsk és Parádfürdő közelében bukkannak a felszínre. Mindkét vulkáni sorozathoz kapcsolódott intenzív hidrotermális tevékenység és ércesedés, a paleogén magmás tevékenységet magas és alacsony, míg a

neogén sorozatot alacsony szulfidizációs fokú epitermális ércesedés jellemzi (Földessy 1975).

A recski paleogén vulkán, a többi magyarországi paleogén vulkánhoz hasonlóan (Zalai magmatitok, K-Velencei-hegység) a Tethys óceán záródásához kapcsolódó szubdukciós kollíziós folyamatok eredménye. Az Apuliai lemez É-irányú mozgása a Periadriai-lineamens mentén ív mögötti geokémiai közepes-magas K-tartalmú neutrális-savanyú (granodiorit, diorit, andezit, dácit) magmatizmust generált. A neogén jobbos-laterális lemeztektonikai mozgások során az Alcapa egységgel K-ÉK felé elmozdult lemezdarabon lévő vulkanitok nem pusztultak le, ezért ezeknek ma mind szubvulkáni, mind sztratovulkáni kifejlődéseiket tanulmányozhatjuk. Az alpi kollíziós zónában "maradt" magmatitok (Karvanka, Riesenferner, Adamello, Bergamo) az erős kompresszió és kiemelkedés miatt lepusztultak, ezeknek ma csak gyökérrégiója tanulmányozható. magmás komplexum (sztratovulkán és szubvulkáni dioritintrúzió) Recsk és Parádfürdő környezetében mintegy 25 km² területen tanulmányozható, a Darnó-vonal mentén (A Periadriai-lineamens és a Balaton-vonal folytatása) a Pelső nagytektonikai egységen (Csiffáry 2009, Zelenka és társai 1983). A magmás tevékenység négy fázisban igen bonyolult kalderaszerkezetet hozott létre részben szárazföldi, részben tengeralatti környezetben. A magma az idős mezozoós karbonátos aljzatba nyomult, korát a magmatitokkal összefogazódó üledékek foraminifera faunája (Nummulites sp., Lithothamnium sp.) alapján határozható meg, felső-eocénnek. A réz-porfíros ércesedés létrejött a harmadik intrúziós eseményhez kapcsolódik (Zelenka 1975). Mivel a vulkáni sorozat létrejötté során a Darnó-vonal már aktív volt, mind az intrúzió geometriáját, mind az érces zónák elhelyezkedését a Darnó-vonal csapása befolyásolta. A magmás tevékenység harmadik fázisában jött létre a szubvulkáni dioritintrúziót jellemző Cu-porfíros (Cu-Mo) ércesedés és a mellékközetek határán az exo/endo szakarnos (Cu-Zn-Fe) ércesedés (Csillag 1975). Sekély mélységű epitermális hidrotermális tevékenység és ércesedés két területen tanulmányozható. A recski Lahóca-hegy magas szulfidizációs fokú, míg az Ilona-völgy-Parádfürdői terület szintén magas szulfidizációs fokú ércesedést mutat, de alacsony szulfidizációs fokú felülbélyegzéssel (Gasztonyi 2010). Parád és térségének földtani viszonyait az 1. ábra mutatja be.



1. ábra. Parád és térségének földtani térképe (M= 1:50 000) (Forrás: MBFSZ)
Figure 1. Geological map of Parád and its region (M= 1:50 000) (Source: MGSZ)

Üledékes képződmények

A Recesk környéki kutatások egy rögökre tagolt, összetöredezett, változó mértékben lepusztult mezozoos korú alaphegységet tártak fel. A hegység központi zónájában egy 70-300 m vastagságú eocén fedőhegységi képződménysor jelentkezik, az alaphegységre települő eocén, oligocén és miocén képződmények vastagsága 800-1000 m. A mezozoos kőzetösszetétel átlagosan 900 m tengerszint alatti mélységig lett feltárva. A képződmények kora triász, valószínűleg alsókarni emeletbe tartozó. A kőzetekben található gyér fauna ellenére azok igen jól tagolhatók: alsó agyagpala, alsó kvarcit, alsó mészkő, középső kvarcit, felső mészkő, felső kvarcit, felső agyagpala. Szerkezetalkulások következtében a triásztól eocénig tartó eróziós időszakban a kiemelt központi részen található felső agyagpala lepusztult, itt felső kvarcit és felső mészkő sorozatok jelentkeznek. Dél felé a fedett eocén vulkáni sorozat alatt mélyebb helyen jelentkezik az alaphegység, 500-1000 m közötti mélységben.

Az összlet legidősebb tagja az alsó agyagpalasorozat, legnagyobb vastagsága 43 m. Az alsó kvarcitösszetétel kevésbé ismert, 50 m körüli vastagsággal rendelkezik. Üledékes kvarcitként keletkezett, szerkezete a dolomithoz hasonlít. Az alsó mészkő összlet nagy elterjedésű, 100 m-t is meghaladó vastagságú homogén felépítésű rész. Gyakoriak a vékony agyagpala, dolomit és márgasávok közbetelapülésként (Járányi 1975).

Az alsó mészkőösszetételt fokozatosan felváltja a középső kvarcit, melynek átlagos vastagsága változó, a nyugati oldalon 85 m, míg a keleti oldalon 200 m vastagságot is elér. Egyveretű, néhány meszes dolomitos padtöltéssel ellátott homogén réteg, kőzete palaszerűen finomrétegzett üledékes kvarcit. Az erre települő felső mészkőösszetétel helyenként 500 m-es vastagságot is elér. Erre települő felső kvarcitorsorozat az idősebbhez hasonlóan nyugat felé vékonyabb, átlagos vastagsága 170 m. Ez a réteg jelentős átalakuláson ment át a szubvulkáni andezittest környezetében, a benyomulás hatására másodlagos kvarcitzóna fejlődött ki (Járányi 1975, Baksa 1975).

A felső agyagpalasorozat nagy részben lepusztult, főleg a kiemelt részeken, néhány méteres vastagságú foltokban található meg. Nyugat felé azonban akár 600 m-es vastagságban is megjelenik, változatos litológiai felépítéssel (Járányi 1975).

PARÁDI FÜRDŐTÖRTÉNET

Az első fürdő létesítése Markhot Ferenc vármegyei tiszti orvos munkásságához köthető. Mária Terézia 1763-ban íratta össze a vármegyékben található gyógyhelyeket, ahol már, mint „vitriolium matriale”-t (vasgalic) tartalmazó timsós vízként szerepelt a parádi víz. 1778-ban nyílt meg a timsóbánya, és a bányával szemben épült meg ekkortájt Parádfürdő első nyilvános fürdője. 1797-ben Kitaibel Pál fedezte fel a Clarisse-forrás vastartalmát és az ő munkássága révén terjedt el a parádi vizek gyógyhatásának híre a kor orvosai között. Az első magyar nyelvű ismertetése a fürdőnek Fáy András nyomán készült el.

1826-27-ben indultak meg azok az építkezések, amelyek során új fürdőházakat, ivócsarnokokat építettek, és ekkor

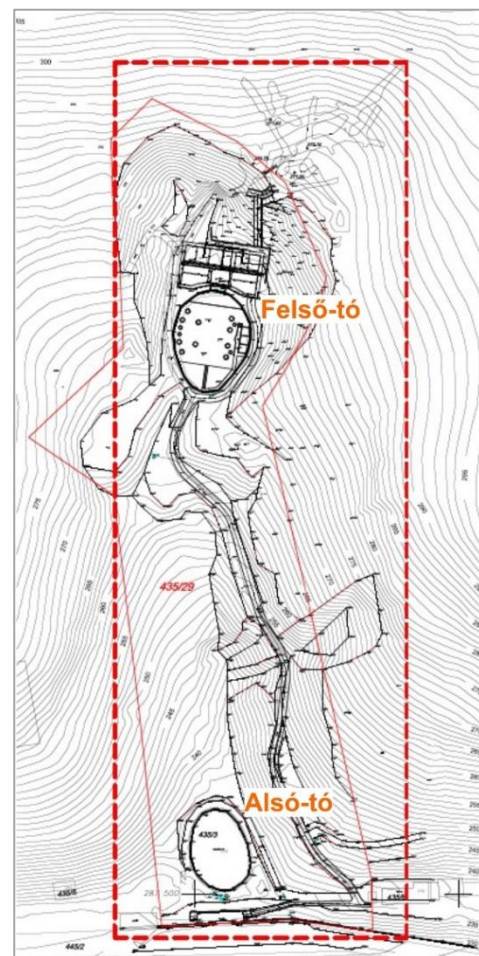
neveztek ki a fürdőtelep első orvosát, Prunyi Mihály személyében.

1833-ban Parádot, mint hármas gyógyhely ismertetik: 1. kénés-alkalikus források, 2. timsós-fürdők, 3. vasas-források gyógyhatása.

1936-40 között alakult ki a mai modern fürdőtelep arca, ekkor épültek át a korai gyógyhelyek, ivócsarnokok (Cseke 1982).

GYÓGYVÍZKÉSZÍTÉS BEMUTATÁSA

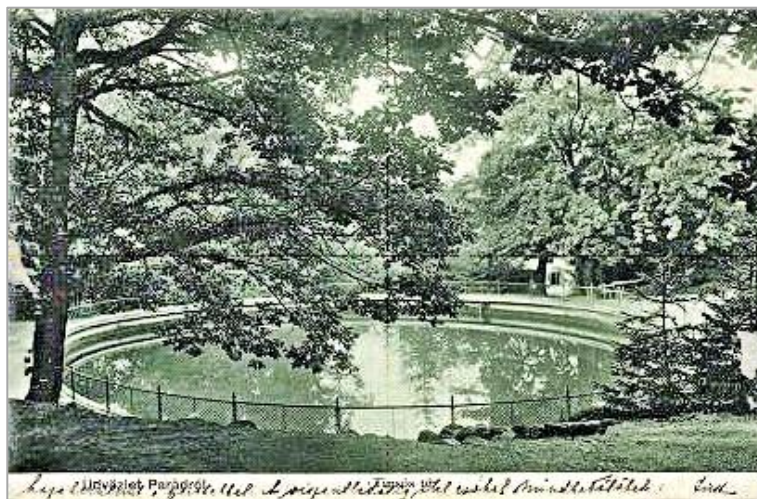
A Parádfürdői Állami Kórház Nőgyógyászati Rehabilitációs Osztályán a rehabilitációs kezelés meghatározó eleme a *Közép-Európában egyedül itt található VAT (vasas-timsós) vízzel történő kezelés*. A betegek gyógykezelésére mesterségesen előállított, magas ósszion tartalmú erősen savanyú kémhatású, részben természetes gyógyvizet használnak kádfürdős kezelések formájában.



2. ábra. Gyógyvízelőállításához használt tárolók
Figure 2. Storage tanks for medicinal water treatment

A gyógyvíz előállítása mesterségesen történik (2. ábra), alapja az Egyezség tároból kitermelt világosszürke, limonitos, kissé kovás, kaolinos, pirittartalmú, szulfátos dácit-breccia. A timsós - vasas gyógyvíz előállításához szükséges kőzetek kibányászásuk után a 13 részes 340 m² alapterületű kőzetáztató medencékbe jutnak. Az áztató medence egyszeri feltöltéséhez 300 m³ kőzet szükséges. Az áztató medencékben a kőzet szétaprózódik, az ásványi anyagtartalom kioldódik. A kioldódott tömény víz a Fehérkő oldalában 1865-66-ban készült, a timsós víz tárolására

alkalmas 3 900 m³-es felső, illetve a 2 600 m³-es alsó tóba folyt a vörösesbarna szulfátos víz. A gyógyvíz előállítás technológiája az évek során szerzett tapasztalatok alapján került kialakításra. Ennek lényege, hogy a bányából kihordott kőzetet az áztató medencében helyezték el, ipari vízzel feltöltötték. Az áztatmányt a nagyobb felső tóba bocsátották. A felső tó vizét időnként az alsó tóba engedték, ebből látták el a fürdőt.



3. ábra. Az Alsó-tó ábrázolása régi képeslapon
Figure 3. Illustration of the Lower Lake on an old postcard

A tapasztalatok alapján a kőzetcsere 10 évente szükséges az áztatott kőzet kimerülése miatt. A bányából kitermelt kőzetet lúgozó ágyakon helyezik el, egy méter vastagságban. A lúgozás részben csapadékvízzel, részben az ÉRV vízvezeték hálózatáról vett vízzel történik. A víz a kórház kazánházától 280m hosszúságú KPE nyomócsövön jut fel a lúgozókhöz. A lúgozó ágyaknál szórófejes vízelárasztás történik az egyenletes víztelítés eléréséhez. A kilúgozásra berakott kőzet ásványtani összetételét az 1. táblázat mutatja be.

1. táblázat. A kőzet ásványtani összetétele kilúgozás előtt
Table 1. The mineralogical composition of rocks before leaching

SiO ₂	58,56%	MnO	0,22%
Al ₂ O ₃	7,87%	As ₂ O ₃	0,27%
CaO	5,80%	Fe	6,22%
MgO	2,50%	S	7,80%
Na ₂ O	5,82%	Cu	0,32%
K ₂ O	2,26%	Se	0,03%

A képződött vasas-timsós víz (2. táblázat) gravitációsan átfolyik egy 75m³-es betonmedencébe. A medence kifolyónyílása előtt ülepítő zsomp található, vízben lévő kevés iszap visszatartására. Az innen kikerülő víz gravitációsan egy 1 m³-es fedett betonmedencébe jut.

Az 1 m³-es medencéből a vasas-timsós víz gravitációsan a szűrővel ellátott kifolyónyíláson át 230 m hosszúságú 125 mm átmérőjű KPE csővezetéken egy földbe süllyesztett 5 m³-es polipropilén tartályba jut. Az 5 m³-es tartályból a vasas-timsós víz gravitációsan 60 m hosszú, 63mm átmérőjű KPE csövön át folyik a kórházépület kezelőhelyiségeiben lévő kádakhoz. A kádak mellett a vasas-

A technológia korszerűsítése később is folytatódott. 1981-ben fedett vasbeton gyűjtőmedencét alakítottak ki a megnövekedett fürdővíz igény miatt. 2000-ben az alsó nyitott tároló medencét (3. ábra) megszüntették. Ezzel elérhetővé vált a vízminőség állandóságának biztosítása. A gyógyításhoz szükséges gyógyvíz előállításához, a megfelelő hatóanyag tartalom eléréshez az áztató kazettákban a kőzet cseréjét időszakosan el kell végezni.

timsós vízcsapon kívül hálózati vízzel üzemelő hideg-meleg vízcsap is van.

A betegek kezeléséhez (fürdőkúra) szükséges vizet a kezelőszemélyzet készíti el kezelés előtt az egyes kádakban. A tömény VAT vizet hálózati hideg-meleg vízzel hígítják a kívánt töménységűre. A hígítás mértéke a kezdeti időszakban 1:10 volt. Tekintettel a gyógyvíz ásványi anyag tartalmának instabilitására, a kezelés hatékonyságának biztosítására a naponta végzett helyszíni mérés alapján határozzák meg az aktuális hígítás mértékét.

2. táblázat. A kőzet áztatása után nyert víz összetétele
Table 2. The composition of the water obtained after the soaking of the rock

Komponens	l	l/l	Than-féle egyenérték (%)
Kálium	2,7	0,07	0,26
Nátrium	3,0	0,13	0,50
Ammónium	1,8	0,10	0,38
Kalcium	161	8,03	30,79
Magnézium	52	4,30	16,49
Vas	275	9,93	38,08
Mangán	1,9	0,07	0,27
Alumínium	31	3,45	13,23
Kationok összege	528	26,08	100
Nitrát	-	-	-
Nitrit	-	-	-
Klorid	23	0,65	2,65
Bromid	-	-	-
Jodid	-	-	-
Fluorid	0,10	0,01	0,04
Szulfát	1140	23,71	96,70
Hidrogén-karbonát	-	-	-
Szulfid	-	-	-
Foszfát	5,22	0,16	0,65
Anionok összege	1168	24,52	100
Arzén	0,48		
pH	2,55		

KIOLDÁSI VIZSGÁLATOK

A kutatás során több oldalról vizsgáltuk a jelenlegi gyógyvízkészítést. Első lépésként a terápiás célokra használt víz készítéséhez bányászott kőzeten végeztünk el szisztematikus kioldási vizsgálatokat, hogy az áztatás során a vízbe került oldott alkotórészeket jobban megismerhessük.

Anyag és módszer

A parádi kőzet kioldási vizsgálatait kétféle szemcsemérettel végeztük el. Az egyik a bányából érkező, eredeti 80-120 mm-es frakció volt, míg a másik a kalapácsos törővel 0-25 mm-es mérettartományban aprított frakció volt. Az eltérő szemcsemérettel a kőzet felületének oldódásra gyakorolt hatását akartuk megfigyelni. Az eltérő méret csak az egyik változó volt a vizsgálatok során, a másik a levegőztetés. Perisztaltikus pumpával két csövön keresztül levegőt juttattunk az oldatba, a minimális mechanikai keverés mellett az intenzívebben vízbe oldódó oxigén és szén-dioxid kémiai mállást fokozó hatására voltunk kíváncsiak. A laboratóriumi vizsgálatokra vonatkozó információkat a 3. táblázatban foglaltuk össze.

3. táblázat A végzett vizsgálatok összefoglaló táblázata
Table 3. Summary table of the performed tests

Kioldás	Méret	Ismétlések száma	Ciklusok száma
Statikus kioldás	Eredeti kőzet (80-120 mm)	3	3
	Aprított kőzet (0-25 mm-es)	3	3
Indukált kioldás (levegőztetett)	Eredeti kőzet (80-120 mm)	3	3
	Aprított kőzet (0-25 mm-es)	3	3

A mérések 1 dm³-es fedeles, műanyag tárolókban történtek, ahol a kivonatokban 35 V/V % volt a kőzet térfogati koncentrációja. Tömegekre átszámolva ez 550 g kőzetet és 330 g desztillált vizet jelentett, ugyanis a kőzet sűrűsége 2,80-3,05 g/cm³ között változott.

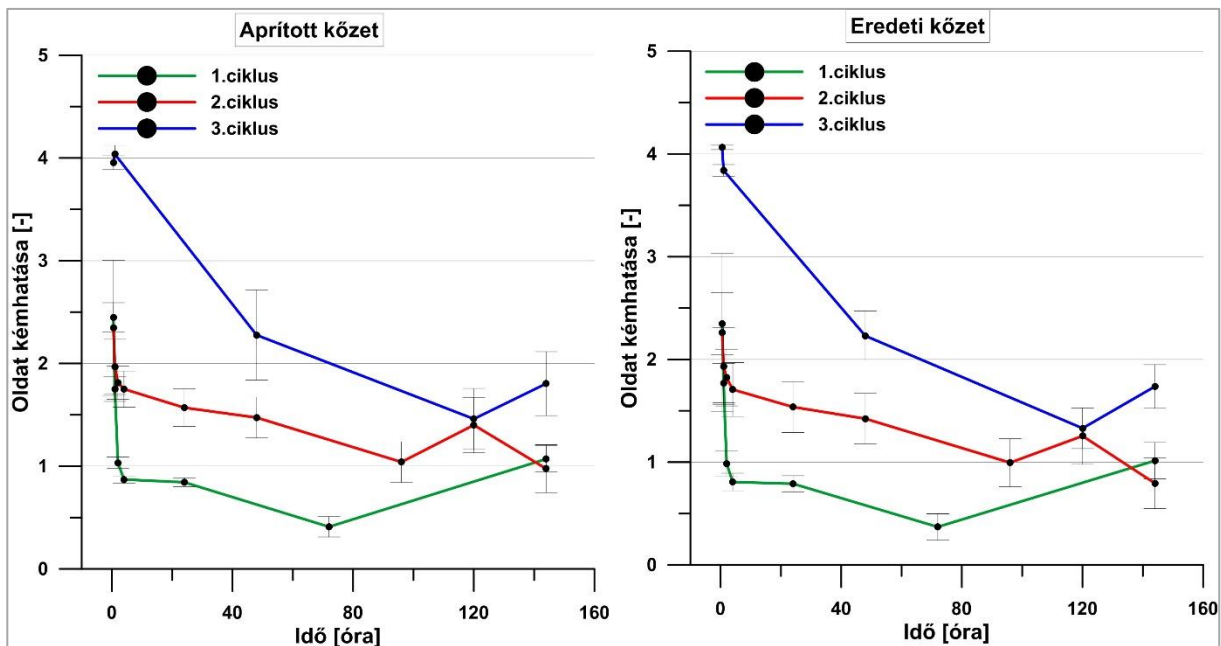
Az oldat hőmérséklet, kémhatás és fajlagos vezetőképesség mérések az első nap a kioldás kezdetétől számítva 30 perc, 1 óra, 2 óra és 4 óra elteltével történtek, majd ezt követően naponta, két naponta. Egy mérési ciklus hossza 144 óra volt. Összesen 3 mérési ciklus futott le, ami azt jelenti, hogy az első 144 órás mérés után a különböző módon kezelt kőzetekről leöntöttük a keletkezett oldatot és újabb 330 g desztillált vizet öntöttünk rá. Ezt még egyszer megismételtük. Ez a kezelés a kőzet kimerüléséről adott információt.

A mérési eredményeket varianciaanalízissel értékeltük.

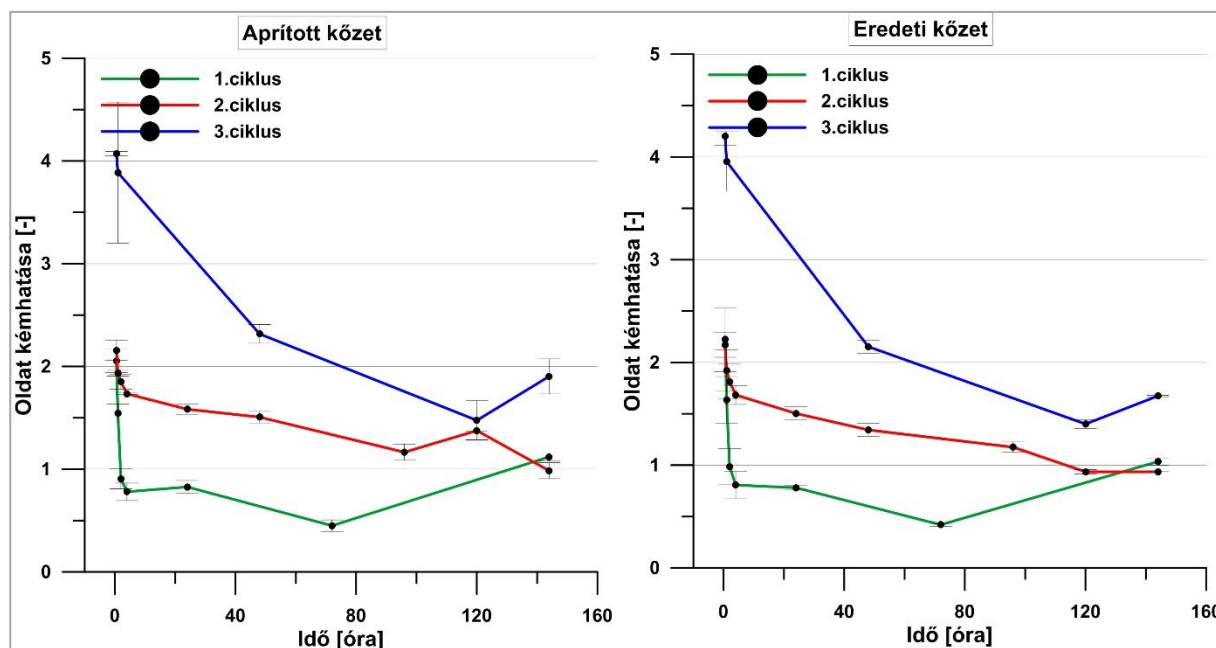
Eredmények

A kémhatás változását az időfüggvényében ábrázoltuk (4. és 5. ábra). Az ábrákon az egyes kezeléseken belül az eltérő kőzet szemcseméretek pH változásra gyakorolt hatása is összevethető. Bármely kezelést, bármely szemcseméretet is vizsgáljuk, látható, hogy a ciklus szám növekedésével egyre magasabb pH-ról indul az oldatok kémhatásának csökkenése. Az 1. és 2. ciklus végére (144 óra) a beállt pH-k között szignifikáns differencia nem látható, viszont a 3. ciklus végére elért pH az előző kettőtől 0.8-1 pH-val pozitív irányba eltér (4. és 5. ábra).

Összevetve az azonos ciklusokhoz tartozó kémhatás változás görbéket (4. és 5. ábrák) látható, hogy nincs jelentős különbség azok lefutásában akár szemcseméret szerint, akár kezelés alapján hasonlítjuk össze azokat.



4. ábra. A pH változása a statikus kioldás során
Figure 4. Change in pH during static leaching

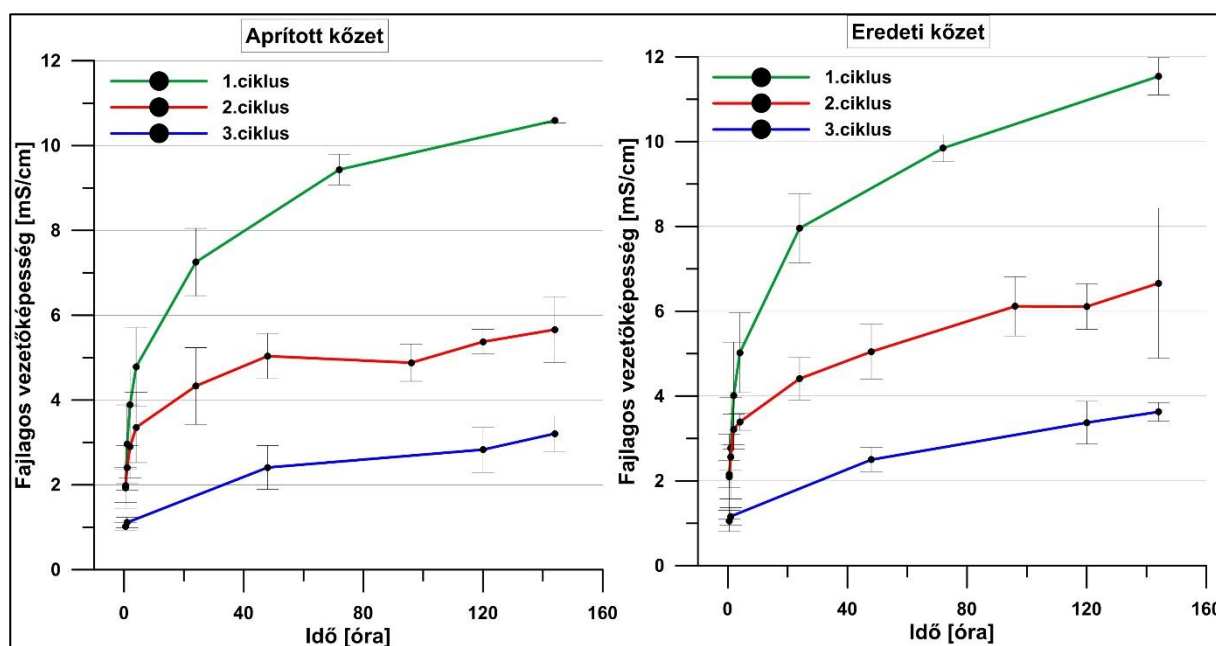


5. ábra. A pH változása az indukált (levegőztetett) kioldás során
 Figure 5. Change in pH during induced (aerated) leaching

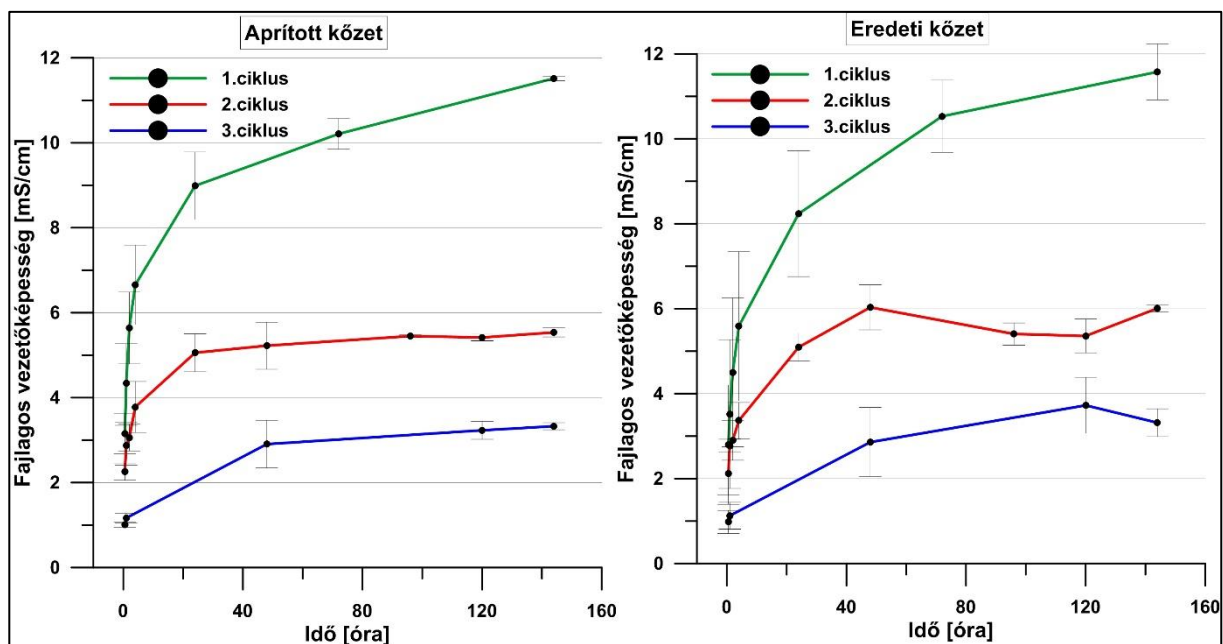
Az oldatok fajlagos vezetőképesség változását vizsgálva bármely kőzet méret, bármely kezelést is vesszük szemügyre, látható, hogy az egyes ciklusok végén elért maximális fajlagos vezetőképesség értékek között szignifikáns differencia tapasztalható, amin keresztül a kőzet oldódó ásványi anyag kimerülése meghatározható.

A mért fajlagos vezetőképesség értékeket (6. és 7. ábrák) ciklusonként mind kezelés, mind szemcseméret alapján varianciaanalízisnek vetettük alá. Igazán a ciklusok végén elért fajlagos vezetőképesség érték az, ami számít, mert az idő nem limitáló tényező az oldatok előállításánál a parádi fürdőben. Ennek ellenére az összes mérési időpontra elvégeztük a varianciaanalízist. A kőzet szemcseméret esetében azt tapasztaltuk, hogy az azonos

ciklusokon belül, azonos időpontban mért fajlagos vezetőképesség értékek között nincs szignifikáns különbség. Más szóval a fajlagos vezetőképesség felfutásában látható különbség nem szignifikáns. Ugyanezen az alapon megvizsgáltuk a levegőztetés, buborékolatás kioldásra gyakorolt hatását is. Az aprított kőzet esetében látható, hogy 24 órán belül az oldatok fajlagos vezetőképességének növekedése intenzívebb levegőztetés esetén, de a varianciaanalízis során azt kaptuk eredményül, hogy ez a differencia a statikus kioldáshoz képest nem szignifikáns. Ugyanígy az aprított kőzet ciklus végi maximális fajlagos vezetőképesség értékei között sincs szignifikáns differencia. Az eredeti mérettartományú kőzet esetében a buborékolatás hatása kevésbé észrevehető az aprított kőzethez képest.



6. ábra. Fajlagos vezetőképesség változása a statikus kioldás során
 Figure 6. Change in specific conductivity during static leaching



7. ábra. Fajlagos vezetőképesség változása az indukált (levegőztetett) kioldás során
Figure 7. Change in specific conductivity during induced (aerated) leaching

Következtetések

Mindent összegezve, az adott mérési elrendezésben azt tapasztaltuk, hogy sem a parádi kőzet aprítása, sem az oldat levegőztetése, buborékolatása nem járul hozzá, hogy egy kioldási cikluson belül jelentősen növeljük a kioldott anyagmenyiséget. Ugyanez az állítás igaz a kémhatás esetében is. Adott vizsgálat alapján kijelenthetjük, hogy a parádi fürdőben kialakított gyógyvíz előállítási módszeren nem érdemes változtatni.

Kísérletünket a továbbiakban érdemes még további ciklusokkal bővíteni, hogy a kőzet teljes kimerülésének kinetikáját meg tudjuk határozni, ezen keresztül is segítve a parádi kórház munkáját a kőzet élettartam becsléssel.

BALNEOLÓGIAI KUTATÁSOK

Régóta tisztában vagyunk azzal, hogy a víz fizikai tulajdonságai milyen élettani hatásokat váltanak ki. Kémiai hatását, a vízben oldott ásványi anyagok felszívódását viszont alig ismerjük. Az ásványi elemek vízből való felszívódására kevés a bizonyított adat. Feltételezhető, hogy fürdés közben a bőr különböző rétegeiben lerakódó ásványi elemek, mintegy lerakódásokat képezhetnek és lassan abszorbeálódva a bőrön keresztül bekerülhetnek a keringésbe és ott kifejthetik hatásukat. Egyéb mechanizmusként meg kell említeni az antioxidáns és immunológiai rendszert érintő kedvező változásokat is. A bőrön át történő felszívódásról van néhány adat, például a Holt-tengerben való fürdést követően arthritis psoriaticában (ízületi gyulladással együtt járó pikkelysömörben) szenvedő betegekben megemelkedett a szérumbromid, rubídium, kalcium és cink szintje a fürdési idővel és a víz hőmérsékletével arányosan (Bender 2014). A psoriasis (pikkelysömör) egy krónikus, rekuráló multifaktorális betegség. Ez a gyulladással járó bőrbetegség gyakran köröm- és ízületi érintettséggel együtt jelenik meg. A populációban gyakorisága 1-3%, a bőrbetegek 6-8%-a érintett. Nemi különbséget nem tapasztalunk, viszont a férfiakban a betegség súlyosabb lefolyású (Nestle 2009). A psoriasisához társuló krónikus gyulladással

mozgásszervi elváltozások összefoglaló neve *arthritis psoriatica* (AP). Az AP jellegzetes klinikai tünetei miatt önálló klinikai entitás (Géher 2008). A genetikai hátterű betegség különböző provokáló faktorok hatására alakul ki, melyben szerepet játszanak sérült immunológiai folyamatok, mint például a kóros T-sejt aktiváció önfenntartóvá válása, illetve a IL17/23 citokin hálózat gyulladás indukáló hatása (Gyulai és Kemény 2006). A korábbi kutatások alapján ismeretes, hogy a psoriasisos betegek perifériás vérből izolált szabályozó (regulatorikus) T sejtekhez (Treg) hasonlóan a tünetes bőr Treg sejtjei is csökkent gátló aktivitást mutattak az egészséges vérből származó Treg sejtekhez képest (Sugiyama és társai 2005). Terápiájában a gyógyszeres kezelés mellett a fizioterápia és azon belül is a balneoterápia jelentős szerepet kap. A hazai és nemzetközi klinikai vizsgálatok és tapasztalatok alapján psoriasisban szenvedő betegek esetében a sós, a jódos, a kénes és a radonos vízzel való balneoterápiás kezelés javallott. Fürdőkúra esetén az ingersorozat erősségét a beteg reakciókészségén kívül az adott gyógyvíz jellege, hőfoka, az egyes fürdők időtartama, a fürdőkúra hossza és a kezelés módja határozza meg (Tóth 1991). A parádi vasas-timsós víz gyógyvízzé minősítéshez 147 krónikus nőgyógyászati beteg bevonásával végeztek vizsgálatot. Jelenleg nőgyógyászati betegségek kezelésére felhasználják a gyógyvizet kádfürdő formájában.

Jelen kutatás célja a parádfürdői vasas-timsós gyógyvíz rövidtávú hatásosságának igazolása arthritis psoriatica diagnózisú betegek esetében klinikai betegvizsgálatok és szisztémás, valamint sejtszintű vérvizsgálatok eredményeinek értékelésével.

Anyag és módszer

A vizsgálati csoport (átlagos életkor 63,4 év, 6 nő és 1 férfi) és a kontroll csoport alanyai (átlagos életkor 36,3 év, 6 nő) a Parádfürdői Állami Kórházban felvétellel kerültek a vizsgálatok idejére. A betegség aktivitásának objektív megítélésére a „disease activity score” (DAS) 28 indexet

használtuk. A bőr állapotát a „psoriasis area and severity index” (PASI) értékelésével írtuk le. A fájdalom megítéléséhez alkalmaztuk a „Visual Analog Scale” (VAS) skálát. A kezelésnek az életminőségre kifejtett hatását egy általános, standard kérdőívvel, az SF-36 segítségével mértük. A vizsgálatban 6 ízület és 5 régió mozgásterjedelmét is értékeltük oldalanként, több mozgásirányban. Továbbá a perifériás vérből vizsgáltuk a szabályozó (regulatorikus) T sejtek aktivitásának változását.

Terápia

Egy kúra 10 napos volt. A vizsgálati és a kontroll csoport betegei is részesültek fürdőkezelésben. Az orvosi kádat a kezeléshez 38°C fokos vasas-timsós gyógyvízzel töltötték fel. A fürdőkezelés adagolása az alábbi protokoll szerint zajlott: az első napon 10 perc volt, a második napon 15 percre növelték és a harmadiktól 20 percesek voltak a kezelések.

Eredmények

Az ízületi gyulladás aktivitása alapján 4 beteg állapota súlyos volt a kezelés előtt. Közülük 1 beteg bőrtünete is súlyosak voltak, a többieké mérsékelt állapotú. Mérsékelt ízületi aktivitást találtunk 3 beteg esetében, itt a bőrtünetek is mérsékelték voltak. A vizsgálati csoportban különböző súlyosságú és kiterjedésű mozgás-terjedelem csökkenést találtunk az ízületekben. A kontroll csoportban nem volt sem bőr, sem ízületi elváltozás. A kezelést követően szignifikánsan javultak a bőrtünetek, valamint csökkent a fájdalom, a nyomásérzékeny ízületek száma és az ízületi mozgás-beszűkülés értéke. Az egészségérzet mindkét csoportban szignifikáns javulást mutatott. A vérvizsgálatok alapján azonban a csoportok között nem találtunk szignifikáns eltérést sem a kezelés előtti, sem a kezelés utáni állapotok esetében.

ÖSSZEFOGLALÁS

A Miskolci Egyetem és a Parádfürdői Kórház által kezdeményezett komplex kutatás során a Magyarországon egyedülálló áztatásos gyógyvízkészítést vizsgáltuk interdiszciplináris megközelítéssel. Az elvégzett vizsgálatok során a vízbe áztatás során bekerült kioldható anyagok körét határoztuk meg, valamint ezzel egyidőben új alkalmazhatósági területeket kerestünk a parádi gyógyvíz felhasználására. Az eredmények alapján elmondható, hogy az áztatások során nagy mennyiségű oldott anyag jut a terápiákra használt vízbe, amit kádfürdőkben alkalmaznak.

A kutatás továbbvitele során az áztatott kőzet pontosabb vizsgálata következik, hogy egyértelműen meg lehessen határozni a gyógyvízkészítés receptjét, valamint az egészségügyi vizsgálatok folytatása során a mintaszámok növelése érdekében jobb, pontosabb eredmények elérése a cél. A komplex balneológiai vizsgálat remélhetőleg hozzájárulhat ahhoz, hogy a nőgyógyászati betegségek kezelése mellett egyéb betegségek kezelésére is sikerrel lehessen alkalmazni a parádi gyógyvizet. A Parádfürdői Kórház és a Miskolci Egyetem együttműködése megerősítheti a régióban folytatott balneológiai célú kutatásokat a jövőben.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatás a Felsőoktatási Intézményi Kiválósági Program „Természeti erőforrások optimalizálása korszerű technológiákra alapozva: Energetikával, vízzel, anyagfejlesztéssel és smart technológiákkal kapcsolatos kutatások” valamint

a Miskolc Egyetem Műszaki Földtudományi Karának GINOP-2.3.2-15-2016-00031 jelű „Innovatív megoldások a felszín alatti vízkészletek fenntartható hasznosítása érdekében” című projektjének részeként – a Széchenyi 2020 program keretében – az Európai Unió támogatásával, az Európai Strukturális és Beruházási Alapok társfinanszírozásával valósul meg.

IRODALOMJEGYZÉK

- Aujeszkzy, L., Papp, F., Frank, M. (1949). Parádfürdő. In: Balneológiai Könyvtár, 1. sz. Magyarország gyógyfürdői, Országos Fürdőügyi Igazgatóság, Budapest. pp. 55-59.
- Baksa, C. (1975). A recski mélyszerinti szubvulkáni andezittest és telérei. Földtani Közlöny, 105. kötet, pp. 612-614.
- Bender, T. (2014). A balneoterápia hatásmechanizmusa. In: Bender Tamás (szerk.). Balneoterápia és hidroterápia. Budapest: Medicina, pp. 27-31. ISBN: 978 963 226 473 8
- Boleman, I. (1896). Sulfatos vizek. In: Magyar Fürdők és Ásványos Vizek. Budapest: Magyar Balneológiai Egyesület, pp. 123-125.
- Cseke, L. (1982). Parádfürdő. In: Észak-Magyarország gyógyfürdői és fürdői. Budapest: Panoráma, pp. 109-119. ISBN: 9632432002
- Csiffáry, G. (2009). Az ércbányászat története a recski Lahócában (1860-1979). Rudabánya: Érc- és Ásványbányászati Múzeum Alapítvány.
- Csillag, J. (1975). A recski terület magmás hatásra átalakult képződményei. Földtani Közlöny, 105. kötet, pp. 646-671.
- Félegyházi, Z., Csillagné Teplánszky, E., Varga, G. (1975). A Mátra hegység földtana. A Magyar Állami Földtani Intézet Évkönyve LVII. kötet 1. füzet, p. 575. Műszaki Könyvkiadó, Budapest. ISBN 9631008789.
- Földessy, J. (1975). A recski rétegvulkáni andezitösszlet. Földtani Közlöny, 105. kötet, pp. 625-645.
- Földessy, J. (1997). A recski Lahóca aranyérc előfordulás. Földtani Kutatás, 34(3), pp. 12-15.
- Frank, M., Kunszt, J., Rausch, Z. (1932). Magyarország Fürdőinek, Ásványvizeinek, Üdülőhelyeinek Ismertetése Magyarország Fürdőtérképével. Budapest: Országos Balneológiai Egyesület.
- Gasztorny, É. (2010). A Mátra hegység ércesedése. In: A Mátra Tájvédelmi Körzet – Heves és Nógrád határán. Eger: Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, pp. 53-63.
- Géher, P. (2008). Arthritis psoriatica. In: Poór Gyula (szerk.) A reumatológia tankönyve. Budapest: Medicina, pp. 227-230. ISBN: 978 963 226 510 0
- Gyulai, R., Kemény, L. (2006). A pikkelysömör immunológija: Az alapkutatótól a betegágyig. Orvosi Hetilap, 147(46), pp. 2213-2220.
- Jarányi, K. (1975). A recski mélyszerinti alaphegységi üledékes képződmények. Földtani Közlöny, 105. kötet, pp. 598-611.
- Nestle, F. O. (2009). Mechanisms of Disease Psoriasis. N. Engl J Med, 361. kötet, pp. 496-509.

Papp, F., Sarló, K., Frank, M. (1949). 7. Timsós-savas gyógyvizek. In: Frank Miklós (szerk.) Balneológiai Könyvtár. 2. sz. Magyarország Ásványvizei. Országos Fürdőügyi Igazgatóság, Budapest. pp. 66-67.

Sugiyama, H., Gyulai, R. P., Toichi, E., Garaczi, E., Shimada, S. (2005). Dysfunctional blood and target tissue CD4(+)CD25(high) regulatory T cells in psoriasis: Mechanism underlying unrestrained pathogenic effector T cell proliferation. *Journal of Immunology*, 174(1), pp. 164-173. ISSN 0022-1767, EISSN: 1550-6606.

Szűcs, P., Mikita, V. (2016). Felszín alatti vízkészleteink és a hidrogeológiai kutatások helyzete hazánkban. *Hidrologiai Közlöny*, 96. évf. 1. szám. pp. 7-20.

Tóth, E. (1991). Fiziotherápia a nőgyógyászatban. Harkányi tapasztalatok. Budapest: Medicina. ISBN: 963-242-006-3.

Zelenka, T. (1975). A recski mélyszinti színesfém ércelőfordulás szerkezeti-magmaföldtani helyzete. *Földtani Közlöny*, 105. kötet, pp. 582-597.

Zelenka T., Baksa Cs., Balla, Z., Földessy J., Földessyné Jarányi K. (1983). Mezőzooos ösföldrajzi határ-e a Darnó-vonal? *Földtani Közlöny*, 113. kötet, pp. 27-37.

A SZERZŐK



SZŰCS PÉTER a Nehézipari Műszaki Egyetem Bányamérnöki Karán szerzett kitüntetéses geofizikus-mérnöki oklevelet 1988-ban. Oktatói és kutatói pályájának elején először a Geofizikai Tanszéken, majd az MTA Bányászati Kémiai Kutatólaboratóriumában dolgozott. 1993-ban Dr. Univ. címet, majd 1996-ban PhD doktori oklevelet szerzett. 2009-ben megszerzi az MTA doktora tudományos címet, illetve sikeresen habilitált a Miskolci Egyetemen. 1998 óta a Miskolci Egyetem Hidrogeológiai – Mérnökgeológiai Tanszékén dolgozik. 2010-től a tanszék vezetője. 2010-ben egyetemi tanári kinevezést kapott. Az MTA-ME Műszaki Földtudományi Kutatócsoport vezetője 2012-től. Publikációinak száma több mint 450. 1998-tól a Magyar Hidrológiai Társaság tagja. A Hidrológiai Közlöny Szerkesztőbizottságának tagja.

KISS-TÓTH EMŐKE PhD, védőnő (Szeged EFK), szociológus (ELTE BTK), szociálpolitikus (ELTE BTK). PhD-fokozatát 2004-ben szerezte. 2013-tól a Miskolci Egyetem Egészségügyi Karának dékánja, az Alkalmazott Egészségtudományok Intézetének igazgatója, főiskolai tanára. Oktatási tevékenységet 1989-től végez a miskolci székelyi egészségügyi felsőoktatási képzésben. Az oktatás mellett folyamatos tudományos tevékenységét az egészségügy és a társadalomtudomány területén végzi több mint 30 éve. Eddigi pályafutása során végzett tudományos tevékenysége: 155 közlemény, 75 hazai és nemzetközi konferencia előadás, 3 könyv, 2 oktatási segédlet, 11 könyvfejezet (független hivatkozás: 26, Hirsch index: 4, tud. publikációs egyenérték (TPE): 78,5, tudományos publikálási teljesítmény (TPT): 98,7, összes hivatkozás: 52).

ILYÉS CSABA az ELTE-n szerzett földtudományi kutató BSc diplomát 2011-ben, 2013-ban közgazdászként végzett a BGF-n, kereskedelem és marketing területen. 2014-ben a Miskolci Egyetemen okleveles hidrogeológus mérnök diplomát szerzett. 2017-ben abszolutóriumot szerzett a Mikoviny Sámuel Földtudományi Doktori Iskolában, 2017 óta az MTA egyetemen működő kutatócsoportjának tagja tudományos segédmunkatársként. Kutatási területe a hosszú távú idősorok statisztikai és spektrális módszerekkel való elemzése.

TÓTH MÁRTON környezetmérnök MSc szintű diplomáját 2010-ben szerezte a gödöllői Szent István Egyetemen. Doktori képzését 2011-ben kezdte meg a Miskolci Egyetem Mikoviny Sámuel Földtudományi Doktori Iskolában, ahol 2018-ban PhD doktori oklevelet szerzett. Jelenleg a Miskolci Egyetem Környezetgazdálkodási Intézetében dolgozik egyetemi tanársegédként. Az intézetben vízkémia és geokémia témakörökben végez kutatásokat.

JUHÁSZ ELEONÓRA gyógytornász diplomát szerzett a Haynal Imre Egészségtudományi Egyetem Egészségügyi Főiskolai Karán, Miskolcon 1994-ben és 2002-ben az ELTE-n antropológus-humánbiológusként végzett. 2019-ben PhD doktori oklevelet szerzett a Miskolci Egyetem Mikoviny Sámuel Földtudományi Doktori Iskolában. 1994 évtől gyógytornászként dolgozott az Országos Korányi TBC és Pulmonológiai Intézetben és a Somogy Megyei Tüdő- és Szívkórházban. 2005 óta a Miskolci Egyetem Egészségügyi Karán dolgozik tanársegédként. Kutatási területe az extrém földtani környezet terápiai lehetőségei. A Magyar Balneológiai Egyesület tagja.

DOJCSÁKNÉ KISS-TÓTH ÉVA a Debreceni Egyetem Természettudományi Karán szerzett biotechnológus MSc diplomát 2006-ban. 2010 - 2011 között tudományos munkatársként dolgozott a Bay Zoltán Alkalmazott Kutatási Közalapítvány Nanotechnológia Intézetében. 2011-től a Miskolci Egyetem Egészségügyi Karán a Nanobiotechnológiai és Regeneratív Medicina Tanszék kutató munkatársaként, jelenleg pedig az Egészségfejlesztési Módszertani Intézet tudományos segédmunkatársaként tevékenykedik.

JUHÁSZNÉ SZALAI ADRIENN a Debreceni Egyetem Természettudományi Karán szerzett ökológus MSc diplomát 1997-ben. 2011-től tudományos segédmunkatársként a Miskolci Egyetem Egészségügyi Karán a Nanobiotechnológiai és Regeneratív Medicina Tanszékén kezdett el dolgozni, jelenleg pedig az Egészségfejlesztési Módszertani Intézet tagja. 2016-ban abszolutóriumot szerzett a Kerpely Antal Anyagtudományok és -technológiák Doktori Iskolában.

RABÓCZKI ANITA 1990-ben Debreceni Orvostudományi Egyetem Általános Orvosi Karán 1990-ben szerzett diplomát. 1997-ben Reumatológiából, 1999-ben Fiziotherápiából, 2002-ben Mozgásszervi Rehabilitációból szakvizsgát tett. 2008-ban SOTE Egészségügyi Menedzserképző Központban Egészségügyi Szakmenedzser MSc képesítést szerzett. 2006-tól a Parád-fürdői Állami Kórház főigazgatója, és az intézet Rehabilitációs osztályának vezetője. Az intézetben három jelentős gyógytényező van jelen, melynek orvosi felhasználása, és ezek fejlesztése, a szakmai protokollokba való beépítése a fő kutatási területe.

SUSKÓ MIHÁLY a Parád-fürdői Állami Kórház megbízott orvos igazgatója, a Krónikus Nőgyógyászati Osztály osztályvezető főorvosa. 1989-ben szerzett általános orvosi diplomát a Debreceni Orvostudományi Egyetem Általános Orvostudományi Karán. 1993-ban szülészet-nőgyógyászat szakvizsgát tett. 2004-ben Ringorvosi Licence-t szerzett. 2005-ben Klinikai Onkológiai szakvizsgát, 2015-ben Orvosi Rehabilitáció szakvizsgát tett mozgásszervi területen. A Magyar Nőorvos Társaság, a Magyar Szülészeti-Nőgyógyászati Ultrahang Társaság, a Magyar Rehabilitációs Társaság, valamint a Magyar Balneológiai Egyesület tagja.

Feliszapolódási vizsgálatok a Rába folyó árterén ^{137}Cs -izotóp gamma-spektrometriai elemzése alapján

Pusztai-Eredics Alexandra* és Tóth Gábor**

* ELTE Környezettudományi Doktori Iskola (E-mail: eredics.alexandra@sek.elte.hu)

** ELTE Berzsenyi Dániel Pedagógusképző Központ, Savaria Földrajzi Tanszék, 9700 Szombathely, Károlyi Gáspár tér 4. (E-mail: toth.gabor@sek.elte.hu)

Kivonat

A léghőri atomfegyver kísérletek globális ^{137}Cs kihullása és a csernobili balesetből származó kihullás is érintette Magyarország területét, amely nálunk is lehetővé teszi a ^{137}Cs mérésén alapuló modellek használatát. A ^{137}Cs -izotópos vizsgálat lehetővé teszi a folyók feliszapolódási sebességének a kiszámítását, a vizsgálat eredményei pedig hozzájárulhatnak az árvízi védekezés modelljeinek és stratégiájának kidolgozásához. Az eredmények kiértékelése alapján a Rába folyó Rum község területéhez tartozó holtágának feliszapolódási sebessége 5 cm 30 év alatt. A ^{137}Cs -aktivitás koncentrációjának mérései alapján a csernobili szint, amit kerestünk a felső 5-10 cm-es talajszelvényben található. A kapott értékek rámutatnak, hogy a hullámtér e szakaszán a feliszapolódás mértéke csekély.

Kulcsszavak

Feliszapolódási vizsgálatok, feltöltődési sebesség, időbélyeg, Rába folyó, $^{137}\text{Cézium}$ -izotóp, ártér, holtág, árvízvédelem, HPGe felfelező detektor.

Siltation studies on the floodplain of Rába River based on ^{137}Cs isotope gamma spectrometric analysis

Abstract

The global ^{137}Cs fallout of atmospheric nuclear weapons experiments and the fallout from the Chernobyl accident also affected Hungary, which allows us to use models based on ^{137}Cs measurements. The ^{137}Cs isotope assessment allows the calculation of the river sedimentation rate, and the results of the study can contribute to the development of models and strategies for flood control. Based on the analysis results, the siltation speed of the oxbow lake of the Rába river at the area of Rum village is 5 cm in 30 years. Measurements of ^{137}Cs activity concentration indicate that the Chernobyl level we were looking for is in the upper 5-10 cm soil profile. The values obtained show that the rate of siltation is low in this section of the floodplain.

Keywords

Siltation tests, alluviation speed, timestamp, Rába River, ^{137}Cs isotope, inundation area, oxbow lake, flood protection, High Purity Germanium Detector.

BEVEZETÉS

Napjaink egyik fontos kihívása a hatékony árvízvédelmi módszerek kifejlesztése, melyet gazdasági, illetve lakossági szempontok indokolnak. Manapság a klímaváltozásnak köszönhetően olyan heves zivatarok alakulnak ki a nyári időszakban, hogy a lehullott csapadékvíz extrém mennyiségét folyóink nem tudják megfelelően elvezetni (Petró 2010, Földi és Kuti 2014), ezért az árvízvédelem az elmúlt évtizedben kiemelt jelentőségű figyelmet kapott. A Cézium-137 radioaktív izotópos (^{137}Cs -izotóp) vizsgálat lehetővé teszi a folyó feliszapolódási sebességének a kiszámítását, a vizsgálat eredményei pedig hozzájárulhatnak az árvíz elleni védekezés modelljeinek és stratégiájának kidolgozásához.

Napjainkban különböző kutatási ágazatok vizsgálják az árterek hidrológiai, geológiai, geomorfológiai fejlődését, keresik a változások okát, visszatérnek a múltba, elemzik a folyók valamikori nyomvonalát, számítják régi lehetséges vízhozamát. A folyamatok megfigyelésére a tudományágak kutatási módszerei is különbözőek, a cél azonban minden esetben ugyanaz, mégpedig valamilyen esemény jövőbeni bekövetkezésének előrejelzése és magyarázata. Be kell látnunk, hogy az ésszerű, gazdaságos és hosszú távú megoldást a károk megelőzése jelenti, továbbá

az árterekkel való gazdálkodást kell előtérbe helyezni, és azt vizsgálni, mi okozza az árterek, hullámterek levezető képességének csökkenését. Napjainkra felgyorsultak az ártéri és hullámtéri kutatások, amelyekről alapelméletként elmondhatjuk, ha megismerjük a múltat, azzal tervezhetővé válik a jövő (Engi és társai 2016a).

A gátakkal lehatárolt hullámtereknek jelentős szerepük van az árvizek levezetésében, de a lassú feltöltődés miatt a víztározó és vízlevezető képességük előre nehezen becsülhető csökkenésével is számolni kell az árvízvédelmi stratégiák meghatározásakor. Telepített üledékcspadák (Lambert és Walling 1987) egyszeri eseményről tudnak csak információt adni, mivel az egyes árvizek változó mennyiségű üledéket hagynak maguk után az árvíz időtartamától és intenzitásától függően. Hosszú időre vonatkozó információt nagyobb üledéksorok vizsgálatával nyerhetünk, de ehhez ismerni kell legalább egy eltemetett üledékréteg korát. Ilyen információt adhatnak a célzottan telepített akkumulációs-mércék vagy az üledékben kvázi-természetesen jelenlévő időpontnyomjelző anyagok, vagyis időbélyegek. Ez utóbbiak jellemzője, hogy az üledéksornak egy bizonyos időpontban lerakódott részéhez kötődve vannak jelen nagyobb mennyiségben. Időbélyeg lehet pl. a globális léghőri kihullásból mindenhol jelenlévő ^{137}Cs -izotóp (Dezső

és társai 2009). A ^{137}Cs -izotóp azért bír nagyobb jelentőséggel, mert viszonylag hosszabb felezési idejének köszönhetően még mindig jól mérhető koncentrációban van jelen a talaj felső rétegeiben (Takenaka és társai 1998, Szerbin és társai 1999, Zhiyanski és társai 2008, Szabó és társai 2012a és b, Kiss 2013) és a felszíni vizek üledékében (Walling és He 1997, Braun és társai 2003, Gémesi 2008, Dezső és társai 2009, Engi és társai 2016b). (A sugárzást kibocsátó izotópok felezési ideje, az az idő, amely alatt egy adott radioaktív anyagmennyiség fele elbomlik. A radioaktív bomlás és annak felezési ideje befolyásolhatatlan, megváltoztathatatlan anyagi jellemző (Kiss és Vértes 1979).)

Az ártéri feliszapolódás kutatása során hazánkban alkalmaztak már radiometrikus mérési módszereket a Tisza, a Hernád, a Maros és a Mura hullámtéri feliszapolódás vizsgálata során (Kiss és társai 2002, Braun és társai 2003, Sándor és Kiss 2007, Soster és társai 2007, Szabó és Posta 2008, Dezső és társai 2009, Engi és társai 2016a, b). A Rába folyó hullámtérén részletes feliszapolódási vizsgálatok elvégzésére eddig azonban még nem került sor.

^{137}Cs Radioaktív izotóp kikerülése a környezetbe

Környezetünkben a ^{137}Cs radioaktív izotóp jelenlétét antropogén tevékenységek idézték elő. Az első globális forrásnak az 1945–1963 között végzett légtér nukleáris fegyvertesztet tekinthetők. A kísérleti robbantások eredményeképpen a radioaktív nuklidok a sztratoszférába kerültek, majd a földfelszínre kiülepedve viszonylag egységes regionális képet rajzoltak ki. Ezt az eloszlást Európában az 1986-ban bekövetkezett csernobili atomerőmű baleset átalakította. Az atomerőmű 4. reaktorblokkjának aktív zónájában történt gőzrobbanás és tűz hatására az atmoszférába nagy koncentrációban kerültek ki különböző radioaktív izotópok különféle fiziko-kémiai formákban. A légmozgás hatására a radioaktív felhő szétterjedt, az elpárolgott illékony elemek, mint a cézium is, Európa jelentős részét érintették az akkori időjárási körülmények függvényében (Szabó és társai 2012a, b). Mint számos európai országot, Magyarországot is érintette a viszonylag magas fokú radioaktív kiülepedés. A magyarországi talajok radiocézium szennyezettségének területi eloszlása - százat is meghaladó ponton végzett ^{137}Cs aktivitás-mérés alapján - jelentős különbségeket mutat. Megállapítható, hogy a legszennyezettebb területek a Dunántúlon és Pest megye északi részén találhatóak. Mindez a Csernobili kihullás mértékével, a radioaktív felhő mozgásával és az eltérő csapadék viszonyokkal hozható összefüggésbe (Fehér 1988, De Cort és társai 1998, Szerbin és társai 1999, Dezső és társai 2003).

A csapadék jelenléte és intenzitása jelentősen befolyásolja a ^{137}Cs kihullását, mivel nagy része nedves ülepedéssel jut a troposzférából a földfelszínre (Szabó és társai 2012a). A kihullás szoros kapcsolatot mutat a helyi csapadékhullási mintázatokkal, illetve intenzitásokkal (Ritchie és Henry 1990). Mivel a mesterséges radioaktív izotópok főleg légtér és hidrológiai folyamatokkal szállítódnak a keletkezési helyükről a távolabbi területekre, a légtér ^{137}Cs -tartalma is csapadékvízhez kötötten érkezik a talaj felszínére, majd vele együtt beszivárog a talajba (Dezső és társai 2009).

Az egyik legfontosabb tényező, ami a cézium mobilitását meghatározza a talajban, az az agyagtartalom, ami az eddigi kutatási tapasztalatok alapján a cézium megkötésére alkalmas. A laboratóriumi kísérletek alapján a cézium megkötésében elsősorban a rétegszilikátok, úgymint vermikulitok, illitek és csillám ásványok játszanak szerepet. Még akkor is, ha ezek az ásványok a talajban előforduló agyag csak egy kis tömegét alkotják, nagy szorpciós képességük miatt mégis óriási jelentőségük van a cézium talajbéli visszatartásában (Cornell 1993, Szabó és társai 2012a, b).

ANYAG ÉS MÓDSZER

Napjainkban az egyre gyakoribb heves árvizek egy új kutatási sorozatot indítottak el, amelyek során különböző módszerekkel vizsgálják a kutatók az árterek és hullámterek feliszapolódását (Engi és társai 2011, 2016a, b). Radiometrikus módszerek alkalmazásával, a hullámtéri üledék radioaktív nuklidok tartalmának mérésével, az üledékben jelenlevő indikátor anyagok, markerek segítségével meghatározható az üledékréteg kora. Ilyen információhordozó az atmoszférából kiülepedő ^{137}Cs is. A környezetbe került mesterséges izotópok közül a ^{137}Cs kimondottan alkalmas az utóbbi 40–50 év során keletkezett feliszapolódás üledékének kormeghatározására (Walling és He 1997, Wyzga 1999, Zhao és társai 1999, Engi és társai 2016b). A ^{137}Cs -izotóp elegendő mennyiségben van jelen ahhoz, hogy alkalmassá váljon hazánkban a természetes folyamatok megfigyelésére. A ^{137}Cs -izotóp mivel viszonylag nagy mennyiségben keletkezett az atom-bomba robbantások során, valamint a fizikai felezési ideje 30,17 év, így a környezetben hosszú ideig megmarad (Kiss 2013).

A mintavételi helyek kiválasztásánál a helyi viszonyokhoz kell alkalmazkodni. A mintavételnél fontos szempont a terület növényborítottsága, kövessége, lejtése stb. A mintavételi helyeket úgy kell megválasztani, hogy kellő távolságban (min. 1,5 – 2 m) legyenek az erdőt alkotó fáktól, mert azok közvetlen közelében jelentős ^{137}Cs készletingadozások is megfigyelhetők (Takenaka és társai 1998-as tanulmánya szerint). Az erdővel borított területen jelentős lehet az élőlények általi bolygatottság, gyökerek menti ^{137}Cs vándorlás (Kiss 2013). A mintavételi helyek kijelölésénél fontos szempont még, hogy azok biztosan ne legyenek bolygatott területek. A folyók hullámtérében olyan holtágakból terveztük az üledékmintákat venni, amelyek üledékcsapdaként szolgálnak. A részletes kutatáshoz olyan holtágakat kerestünk, amelyek vízpótlást kizárólag árvízkor kapnak. Az árvízi időszakban a folyó elönti az árteret, illetve az ártéren található holtágakat, ahol bőven jut idő a hordalék kiülepedésére.

A folyó Rum település közigazgatási területéhez tartozó ártéri területén található holtágában alkalmaztuk a nemzetközi és hazai viszonyok között is használt vizsgálati modellek egyikét, a mintavételi helyek ^{137}Cs -izotóp aktivitáskonzentrációjának meghatározását. A modell alkalmazásához kapcsolódóan célunk feltárni, és bemutatni a folyó árterének talajában a ^{137}Cs mélység szerinti eloszlását, amellyel meghatározhatóvá válik a folyó árterének feltöltődési sebessége.

A mintavételi területekről begyűjtött minták szárítását szárítókamrában végeztük, majd a teljes száradás után moszában történt az összeállt minták porítása. A minták ^{137}Cs aktivitásának meghatározása gamma-spektrometriával történt a Soproni Egyetemen, az Országos Sugárzásfigyelő Jelző és Ellenőrző Rendszer soproni laboratóriumában. A ^{137}Cs -aktivitáskoncentrációjának meghatározására egy nagy felbontású ORTEC (USA) gyártmányú HpGe (High Purity Germanium) félvezető germánium detektoros γ -spektrométert használtunk. A spektrometriának az az elvi alapja, hogy adott izotópból kibocsátott radioaktív részecskék vagy g-fotonok energiája jellemző a kibocsátó atommagra. Így az energiaméréssel következtetni lehet a kibocsátó izotópra (minőségi meghatározás), az időegység alatt regisztrált részecskék számából pedig az adott izotóp aktivitására (mennyiségi meghatározás) (Bódizs 2006).

A mérőrendszer egy nagyfeszültségű tápegységből, erősítőből, alacsony háttérű ólomkamrából és PC-be illesztett sok csatornás (8K) analízátor kártyából állt. A mérések kiértékeléséhez az analízátor kártyához tartozó ORTEC MAESTRO kiértékelő szoftvert alkalmaztuk, ami a csúcsterület és annak hibája számítását automatikusan végzi. A program csatorna-energia kalibrációja egy ismert aktivitású ^{137}Cs hitelesített etalonforrás segítségével készült. A kalibráció a labor működése során néhány havonta elvégzésre került. A mintákat $\frac{1}{2}$ literes kis-Marinelli mintatartó edénybe kell helyezni, és ezek után került sor a minták aktivitásának meghatározására. Az aktivitásmérés előtt a minták tömege hitelesített mérlegen került meghatározásra. A kivett mintákat ^{137}Cs -izotópos vizsgálattal elemeztük. Minden minta esetében a mérés ideje 3600 másodpercet vett igénybe. A mérést követően a MAESTRO programmal kijelölhető az adott izotóphoz tartozó, ^{137}Cs

esetén 661,62 keV energiánál a csúcsterület, és a program kiszámítja a csúcsterülethez tartozó nettó beütésszámot (nettó beütésszám = csúcsterület - háttér) és annak hibáját. A kapott értékekből a mérési idő, a hatásfok és a gamma hozam felhasználásával számítható ki a minták aktivitása Bq-ben. Ez azt mutatja meg, hogy az adott mintában a ^{137}Cs -izotóp aktivitás milyen nagy, vagyis az abszolút, teljesenergia-csúcs hatásfok értéke azt adja meg, hogy a sugárforrásból kibocsátott, adott energiájú összes gamma fotonból mennyi kerül regisztrálásra a teljesenergia-csúcsban. A MAESTRO program segítségével meghatározott nettó csúcs alatti területből a következő képlet segítségével számítható a minta adott izotópra vonatkozó aktivitása (Bódizs 1997):

$$a = \frac{T}{t \varepsilon_{\text{hozam}} \eta}$$

ahol:

a: a minta adott izotópra vonatkozó aktivitása (Bq)

T: az adott izotóp által keltett gamma csúcs nettó területe (beütésszám)

t: az élő idő, azaz a mérési ideje (s)

$\varepsilon_{\text{hozam}}$: a gamma-hozam, az ún. gamma-gyakoriság (táblázatokban található nukleáris állandó), amely megadja a 100 radioaktív elbomló atommagra jutó, adott energiájú gamma kvantumok számát százalékban

η : hatásfok, a minta geometriai elrendezésétől és gamma energiától függő dimenziótlán mérőszám, ami a detektálás valószínűségét mutatja meg (Bódizs 1997).

Az alkalmazott kis-Marinelli edényre vonatkozó hatásfokot a következő összefüggésből kell meghatározni:

$$\log(\eta) = -0,3024[\log(E_{\gamma}(keV))]^2 + 0,6535\log(E_{\gamma}(keV)) - 1,489$$

Az így kapott aktivitás értékekből a tömeg ismeretében egyszerűen számítható a minta tömegegységre vonatkoztatott aktivitáskoncentrációja (1. táblázat, 2. táblázat): $A_k = a / m$

ahol:

A_k : a minta aktivitáskoncentrációja (Bq/kg)

a: a minta adott izotópra vonatkozó aktivitása (Bq)

m: a minta tömege (kg).

1. táblázat. A-mintaterület ^{137}Cs -aktivitás adatai a HPGe (High Purity Germanium) félvezető detektor mérése alapján
Table 1. ^{137}Cs activity data from the sample area "A" based on the High Purity Germanium Detector measurement

Minta (cm)	Súly (g)	Csúcsterület	Hiba	Beütésszám	Aktivitás (Bq)	Hiba (Bq)	Aktivitás koncentráció (Bq/kg)	Aktivitás koncentráció hiba (Bq/kg)
A 1. 0-5	297,3	268	19	336	11	1	38	3
A 2. 5-10	436,9	642	27	712	27	2	62	4
A 3. 10-15	408,3	364	23	448	15	1	37	3
A 4. 15-20	449,9	214	19	292	9	1	20	2
A 5. 20-25	445,8	110	15	200	5	1	10	2
A 6. 25-30	463,1	41	11	101	1,7	0,5	4	1
A 7. 30-35	454,7	38	11	103	1,6	0,5	4	1
A 8. 35-40	434,6	7	10	82	0,3	0,4	1	1
A 9. 40-45	442,3	20	10	78	0,8	0,4	2	1
A 10. 45-50	422,4	18	10	76	0,8	0,4	2	1
A 11. 50-55	438,4	28	11	101	1,2	0,5	3	1
A 12. 55-60	467,5	5	9	63	0,2	0,4	0	1
A 13. 60-65	479,4	5	10	70	0,2	0,4	0	1
A 14. 65-70	522,0	1	11	81	0,0	0,5	0	1

2. táblázat. B-mintaterület ^{137}Cs -aktivitás adatai a HPGe (High Purity Germanium) félvezető detektor mérése alapján
 Table 2. ^{137}Cs activity data from sample area "B" based on the High Purity Germanium Detector measurement

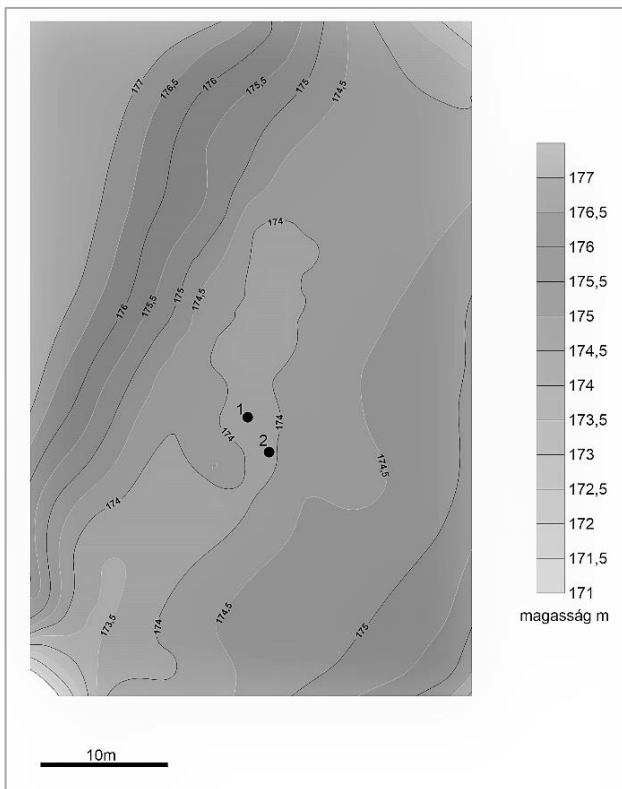
Minta (cm)	Súly (g)	Csúcsterület	Hiba	Beütésszám	Aktivitás (Bq)	Hiba (Bq)	Aktivitás koncentráció (Bq/kg)	Aktivitás koncentráció hiba (Bq/kg)
B 1. 0-5	436,8	170	17	250	7	1	16	2
B 2. 5-10	484,3	251	19	334	11	1	22	2
B 3. 10-15	515,3	182	16	250	8	1	15	1
B 4. 15-20	472,0	78	12	131	3	1	7	1
B 5. 20-25	407,0	23	10	86	1	0	2	1
B 6. 25-30	465,4	28	10	81	1	0	3	1

A fenti alapokon nyugvó módszert az 1980-as években kezdték kifejleszteni. A sikeres alkalmazásokra 1990-től már számos példát lehet találni (Froehlich és Walling 1994, Battaglia és társai 1996, Walling és He 1997).

EREDMÉNYEK

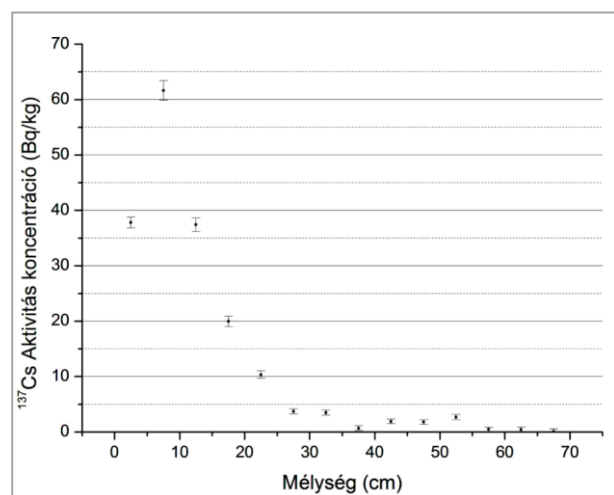
A vizsgált területről 2018 tavaszán két kutatógödörből összesen 20 minta került begyűjtésre. Rum település közigazgatási területéhez tartozó, a Rába folyó és a Csörnóc patak között elhelyezkedő ártéri terület egyik holtágának talajában a ^{137}Cs -aktivitáskoncentrációja került vizsgálatra. A mérések során bemutatásra került a vizsgált terület talajában a ^{137}Cs mélység szerinti eloszlása, valamint e mélységi eloszlás időbeli változása.

A 20 mintára kapott ^{137}Cs -adatok egy viszonylag szűk értéktartományra korlátozódnak, ugyanakkor a mélységgel határozott szisztematikus változást mutatnak. Az A-mintaterület (2. ábra) talajának 5-10 cm-es rétegében a koncentráció meredek emelkedése tapasztalható, ahol ^{137}Cs értéke 62 ± 4 Bq/kg. Ezt a markánsan kiemelkedő 5-10 cm között megjelenő keskeny csúcst az 1986-os rövid idejű csernobili kihullás időbélyegének tekinthetjük. A légköri nukleáris fegyvertesztek időben elhúzódó cézium kihullása miatt várhatóan szélesebb csúcs az üledékoszlop 70 cm-es mélységében sem jelentkezik. Mindkét mintaterület esetében a felső 0-5 cm-ben található koncentráció oka valószínűleg az lehet, hogy a vízgyűjtőterület felső részéről folyamatosan szállítódik az anyag az alacsonyabb területekre, így a mintavételi területre is. Ennek köszönhetően a minták legfelsőbb rétegében már mérhető mennyiségű ^{137}Cs radioaktív izotóp található. A kutatás tárgyát képező ^{137}Cs radioaktív izotóppal szennyezett réteg azonban mélyebben található, és a szennyeződéssel érintett pont elérését követően a radioaktív izotóp mennyisége exponenciálisan csökken. A 2. ábrán látható, hogy a ^{137}Cs -aktivitáskoncentrációja 5-70 cm mélységig monoton csökken, ez a természetes migráció része, ugyanis a ^{137}Cs mennyisége nem bolygatott területen exponenciálisan csökken. Megfigyelhető, hogy a mélységgel gyorsan csökken a ^{137}Cs koncentrációja, továbbá a ^{137}Cs igen lassan mozog a talajban, ezt a lassú mozgást a korábbi kutatások anyagvizsgálatai eredményei a talaj agyagásvány tartalmával (Tamura és Jacobs 1960, Cornell 1993, Valcke és Cremers 1994, Szabó és társai 2012a, b), elsősorban a kaolinit és az illit jelenlétével magyarázzák.



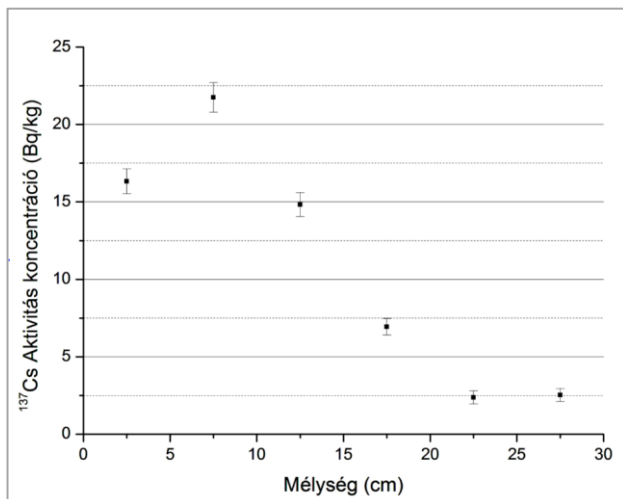
1. ábra. A mintavételi helyek domborzati térképe
 (Megjegyzés: 1: B-mintavételi terület, 2: A-mintavételi terület)
 Figure 1. Surface map of sampling sites
 (Note: 1: Sampling area "B", 2: Sampling area "A")

A 70 cm (A-mintavételi terület), illetve a 30 cm (B-mintavételi terület) mély kutatógödörrel feltárt üledék-sort 5 cm-es rétegenként mintáztuk (1. ábra). A mintavételt követően, a fent leírtak alapján felvettük a ^{137}Cs mélységi eloszlását és kerestük a kihullási eseményeket jelző maximumokat.



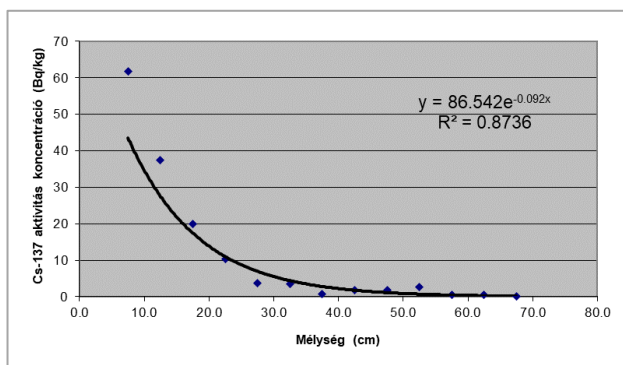
2. ábra. A ^{137}Cs mélységi eloszlása az ártér A-mintavételi helyén
 Figure 2. The depth distribution of ^{137}Cs at the floodplain sampling site "A"

A B-mintaterületen (3. ábra) 30 cm-nél már feljött a talajvíz, itt csak eddig a mélységig lehetett a kutatógödörből mintát venni. Valószínűleg a magas talajvíz jelenléte lehet az oka annak, hogy az A-minterülethez képest itt jóval alacsonyabb a ^{137}Cs -aktivitáskonzentrációja. Valószínűsíthető, hogy a talajvíz kimoshatja a talajból a ^{137}Cs mennyiségét, a ^{137}Cs a talajvízzel jobban vándorol. A B-mintaterület mintáinak eredményei hasonlóak az A-mintaterület mintáinak eredményeihez, hasonlóan a felső 5-10 cm-es mélységben jelenik meg a csúcs. Mivel mindkét mintavételezés ugyanabból a holtágból történt, ezért megállapítható, hogy a mérések eredményei egymást alátámasztják.



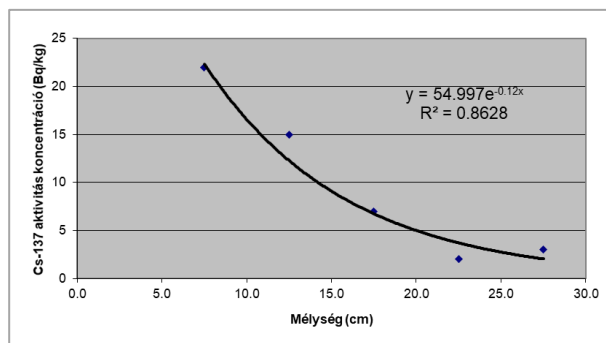
3. ábra. A ^{137}Cs mélységi eloszlása az árter B-mintavételei helyén
Figure 3. The depth distribution of ^{137}Cs at the floodplain sampling site "B"

A mérések igazolták, hogy a vizsgált területek talajában a ^{137}Cs -aktivitás a talajmélységgel csökken. Ezen csökkenést a talajmélység függvényében ábrázolva és függvényt illesztve az adatokra az tapasztalható, hogy az aktivitás mélységi eloszlása exponenciálisan csökkenő függvény szerint változik (4. ábra és 5. ábra), amit már korábbi kutatási eredmények is igazoltak (He és Walling 1997, Dezső és társai 2009, Szabó és társai 2012a, b, Kiss 2013).



4. ábra. A-mintaterület talajának ^{137}Cs aktivitáskonzentrációja a talajmélység függvényében, valamint a mélységi eloszlásra illesztett függvény (0-70 cm)

Figure 4. ^{137}Cs activity concentration of the soil of sample area "A" on the soil depth and the function adapted to the depth distribution (0-70 cm)



5. ábra. B-mintaterület talajának ^{137}Cs aktivitáskonzentrációja a talajmélység függvényében, valamint a mélységi eloszlásra illesztett függvény (0-30 cm)

Figure 5. ^{137}Cs activity concentration of the soil of sample area "B" on the soil depth and the function adapted to the depth distribution (0-30 cm)

A talajprofil további elemzéséből arra lehet következtetni, hogy a terület nem bolygatott talajprofiljában a ^{137}Cs -összaktivitás nagy része a talaj felső 15 cm-es rétegében koncentrálódik. A kutatási eredmények alapján meghatároztuk a holtág feliszapolódási sebességét. Az eredmények értékelése alapján a hullámtér feliszapolódási sebessége 5 cm 30 év alatt. A kapott értékek rámutatnak, hogy a hullámtér e szakaszán a feliszapolódás mértéke csekély, a Rába e szakaszán, véleményünk szerint nagyarányú üledékképződés nincs. A fentiekben említett mérések alapján a csernobili szint, amit kerestünk, a felső 5-10 cm-es talajszelvényben helyezkedik el.

ÖSSZEFOGLALÁS

Az európai kontinensen a csernobili atomerőműben 1986 áprilisában bekövetkezett nukleáris baleset után a radionuklidok kiülepedése okozott a normálisnál magasabb radioaktív szennyezettséget a talajban. A kiülepedés után a ^{137}Cs megkötődött a talaj felszínén, és abból adódóan, hogy a migrációs mélysége a talajokban nagyon alacsony volt, ezért évtizedekkel a kiülepedés után is nagy része jelenleg is megtalálható a talajfelszín rétegeiben. Tapasztalati megfigyelések azt mutatják, hogy a talajfelszínre kiülepedő radiocéziumot gyorsan és erősen adszorbeálják a talaj alkotórészei (elsősorban az agyagásványok, másodsorban a humuszanyagok), és utána ez a kezdeti meredek mélységi eloszlás csak nagyon lassan változik (Dezső és társai 2009). Ez az erős kötődés, valamint a fent leírt időbeni kihullási mintázat az alapja az üledék izotópos meghatározásának.

Az üledéksor egy adott mélységében található ^{137}Cs mennyisége két forrásból ered: az egyik a mindenkori üledékfelszínre közvetlenül kihullott radiocézium, a másik a vízgyűjtőből származó üledékszemcsékhez kötött. Az első komponens hozadéka, nevezetesen az adott időpontban egységnyi felületre meghatározott időegység alatt lehulló ^{137}Cs -fluxus mennyisége viszonylag jól meghatározható. A második komponens a folyó által szállított üledékmenyiségből egységnyi idő alatt egységnyi felületre kiülepedő anyagmennyiség és az ahhoz kötődő radiocézium mennyiség szorzataként képezhető. A szántókról származó üledék fajlagos aktivitása közvetlenül a kihullási esemény után lényegesen kisebb lesz, mint a műveletlen területekről

származóké. A forrásterületek eróziójának előrehaladtával azonban az utóbbi sokkal gyorsabban fog csökkenni, mint az előbbi, mivel nem bolygatott talajokban exponenciális, míg megművelt talajokban közel uniform mélységi eloszlás alakul ki (He és Walling 1997, Dezső és társai 2009).

A kutatás keretében a Dunántúlon vizsgáltuk a Rába folyó és Csörnőc patak között elhelyezkedő ártéri terület egyik holtágának talajában a ^{137}Cs aktivitását. Ez a módszer azért használható, mert a talajrétegekből a nagyobb ^{137}Cs -aktivitáskoncentrációjú részek kiemelhetők – például az 1950-60-as években végrehajtott kísérleti atom-bomba robbantások által megnövekedett ^{137}Cs kihullás vagy az 1986-os csernobili katasztrófa miatt –, ezért az adott talajréteghez lehet kötni egy adott évszámot, így a feliszapolódás mértéke meghatározhatóvá válik. A mérések során bemutatásra került a vizsgálati terület talajában a ^{137}Cs mélység szerinti eloszlása. A mérések során igazoltuk, hogy a vizsgálati terület talajában a ^{137}Cs aktivitás a talajmélységgel csökken. Ezen csökkenést a talajmélység függvényében ábrázolva és függvényt illesztve az adatokra és az összegzését követően arra az eredményre jutottunk, hogy az aktivitás talajbéli eloszlása exponenciálisan csökkenő függvény szerint változik. A talajprofil további elemzéséből arra következtetésre jutottunk a gamma-spektroszkópiai mérések alapján, hogy a terület nem bolygatott talajprofiljában a ^{137}Cs -összaktivitás nagy része a talaj felső 15 cm-es rétegében koncentrálódik. A mérési eredmények alapján megállapítottuk az adott holtág feliszapolódási sebességét, mely 5 cm 30 év alatt.

Jövőbeni kutatásként a Rába folyó még több árterén elhelyezkedő holtágának vizsgálatával, azok mintáinak ^{137}Cs -aktivitáskoncentrációjának elemzésével további, pontosabb információk nyerhetők az ártér hosszabb szakaszán a feliszapolódás sebességének alakulásáról.

IRODALOM

Amano, H., Matsunaga, T., Nagao, S., Hanzawa, Y., Watanabe, M., Ueno, T., Onuma, Y. (1999). The transfer capability of long-lived Chernobyl radionuclides from surface soil to river water in dissolved forms. *Organic Geochemistry* 30: pp. 437-442.

Battaglia, D., Capra, L., Guzz I., Martinotti, W. (1996). "137Cs and naturally occurring radionuclides as a tool for sedimentation study in river reservoirs." *Proc. Int. Conf. on Reservoir Sedimentation*. pp. 217-232.

Bódizs, D. (1997). Félvezető - detektoros gamma-spektroszkópia, laboratóriumi gyakorlat, BME Nukleáris Technikai Intézet, 17 p. <http://mf2002.uw.hu/anyagok/gamma.pdf>

Bódizs, D. (2006). *Atommagugárzások mérés-technikái*. Typotex Kiadó, Budapest 271 p.

Braun, M., Szalóki, I., Posta, J., Dezső, Z. (2003). Üledék felhalmozódás sebességének becslése a Tisza hullámterében. *Magyar Hidrológiai Társaság XXI. Vándorgyűlés, Szolnok*.

Cornell, R.M. (1993). Adsorption of cesium on minerals: a review. *J. Radanal. Nucl. Chem.* 171, pp. 483-500.

De Cort, M., Dubois, G., Fridman, S.D., Germenchuk, M.G., Izrael, Y.A., Janssens, A., Jones, A.R., Kelly, G.N., Kvasnikova, E.V., Matveenko, I.I., Nazarov, I.M., Pokumeiko, Yu.M., Sitak, V.A., Stukin, E.D., Tabachny, L.Ya., Tsaturov, Yu.S. (1998). Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. EUR Report 16733, EC, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, Plate 1.

Dezső, Z., Bihari, Á., Cseszkó, T., Szabó, Sz. (2003). Investigation of soil erosion in arable land in Hungary using radiotracer technique. *Atomki Annual Report*, pp. 57-58.

Dezső, Z., Szabó, SZ., Bihari, Á. (2009). Tiszai hullámter feltöltődésének időbeli alakulása a ^{137}Cs -izotóp gamma-spektrometriai vizsgálata alapján. In: *Proc. V. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia, Sapiientia-Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Kolozsvár* pp. 443-438.

Engi, Zs., Tóth, G., Braun, M., Hubay, K., Hercsel, R. (2011). Study of the silting up process of the Mura River's floodplain in Hungary. XXVth Conference of the Danubian Countries. Budapest. [ftp://152.66.121.2/Floodrisk/_DC/docs/6_06_Engi%20Zsu zsanna.pdf](ftp://152.66.121.2/Floodrisk/_DC/docs/6_06_Engi%20Zsu%20zsanna.pdf)

Engi, Zs., Tóth, G., Somogyi, K., Lanter, T., Hercsel, R., Bozday, F. (2016a). A Mura folyó kanyarulatvándorlásainak elemzése és hullámterének feliszapolódás vizsgálata 2D modellezéssel. *Hidrológiai Közöny* 96, 1: pp. 33-48.

Engi, Zs., Tóth, G., Braun, M. (2016b). A Mura folyó hullámterének feliszapolódás vizsgálata II. rész. *Hidrológiai Közöny* 96. évf. 2: szám, pp. 52-63.

Fehér, I. (1988). Experiences in Hungary on the radiological consequences of the Chernobyl accident. *Envir. International*, 14, pp. 113-135.

Földi, L., Kuti, R. (2014). Extreme weather phenomena 2. The process of remediation. *Hadmérnök XIX.* 2: pp. 250-256. ISSN 1788-1919 http://hadmernok.hu/142_23_foldil_kr.pdf

Froehlich, W., Walling, D.E. (1994). "Use of Chernobyl-derived radiocaesium to investigate contemporary overbank sedimentation of the floodplains of Carpathian rivers." *International Association of Hydrological Sciences Publication*, No. 224, pp. 161-169.

Gémesi, Z. (2008). *Radiológiai mérési módszerek, modellek alkalmazása természetes ökoszisztémák és az épített környezet vizsgálatára*, Doktori (PhD) értekezés, Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, Gödöllő, 131 p.

He, Q., Walling, D.E. (1997). "The Distribution of Fallout ^{137}Cs and ^{210}Pb in Undisturbed and Cultivated Soils." *Appl. Radiat. Isot.*, Vol. 48, pp. 677-690.

Kiss, E. (2013). *Radioaktív izotópok terjedése a környezetben (Cs-137-el történő talajeróziós vizsgálati módszer)*, Doktori (PhD) értekezés, Nyugat-magyarországi egyetem, Erdőmérnöki kar, Sopron, 97 p.

Kiss, I., Vértés, A. (1979). *Magkémia*. Budapest: Akadémiai Kiadó. 476 p. ISBN: 963-05-1699-3

Kiss, T., Sipos, Gy., Fiala, K. (2002). Recens üledék felhalmozódás sebességének a vizsgálata az Alsó-Tiszán, Vízügyi Közlemények 84. 3., pp. 456–467.

Lambert, C.P., Walling, D.E. (1987). "Floodplain sedimentation: A preliminary investigation of contemporary deposition within the lower reaches of the River Culm, Devon, UK." *Geografiska Annaler*, Vol. 69A, pp. 47-59.

Petró, T. (2010). A magyarországi patakok, kisebb folyók áradása okozta veszély-helyzetek, a védekezés lehetőségei. *Hadmérnök V. 2*: pp. 178–198. ISSN 1788–1919. http://www.hadmernok.hu/2010_2_petro1.pdf

Ritchie J.C., Mc Henry, J.R. (1990). "Application of radiation fallout 137Cs for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns." a review, *J. Environ. Qual.*, Vol. 19, pp. 215–233.

Sándor, A., Kiss, T. (2007). A 2006. tavaszi árvíz okozta feltöltődés mértéke és az azt befolyásoló tényezők vizsgálata a Közép-Tiszán, Szolnoknál. *Hidrológiai Közlemény* 87. évf. 4. szám, pp. 19–24.

Soster, F.M., Matisoff, G., Whiting, P.J., Fornes, W., Ketterer, M., Szechenyi, S. (2007). Floodplain sedimentation rates in alpine watershed determined by radionuclide techniques. *Earth Surface Processes and Landforms* 32: pp. 2038–2051.

Szabó, K.Z., Udvardi, B., Horváth, Á., Bakacsi, Zs., Pásztor, L., Szabó, J., Laczkó, L., Szabó, Cs. (2012a). A talajok cézium-137 koncentrációja Pest megyében, *Nukleon*, V. évf. 109 p.

Szabó, K.Z., Udvardi, B., Horváth, Á., Bakacsi, Zs., Pásztor, L., Szabó, J., Laczkó, L., Szabó, Cs. (2012b). Cesium-137 concentration of soils in Pest County, Hungary. *Journal of Environmental Radioactivity* 110: pp. 38-45.

Szabó, Sz., Posta, J. (2008). A földtani közeg nehézfém-tartalma és a feltöltődés sebessége a tiszai hullámtéren. In: Püspöki, Z. (ed.): *Tanulmányok a geológia tárgyköréből dr. Kozák Miklós tiszteletére*. Debrecen. pp. 85–90.

Szerbin, P., Koblinger-Bokori, E., Koblinger, L., Végvári, I., Ugron, Á. (1999). Caesium-137 migration in Hungarian soils. *The Sci. Total Envir.*, 227, pp. 215-227.

Takenaka, C., Onda, Y., Hamajima, Y. (1998). Distribution of cesium-137 in Japanese forest soils: Correlation with the contents of organic carbon. *The Science of the Total Environment* 222: pp. 193-199.

Tamura, T., Jacobs, D.G. (1960). Structural implications in cesium sorption, *Health Phys.* 2, pp. 391–398.

Valcke, E., Cremers, A. (1994). Sorption-desorption dynamics of radiocaesium in organic matter soils. *Sci. Tot. Env.* 157, pp. 275–283.

Walling, D.E., He, Q. (1997). Use of fallout 137Cs in investigation of overbank sediment deposition on river floodplains. *Catena* 29: pp. 263–282.

Wyzga, B. (1999). Estimating mean flow velocity in channel and floodplain areas and its use for explaining the pattern of overbank deposition and floodplain retention. *Geomorphology* 28: pp. 281–297.

Zhao, Y., Marriott, S., Rogers, J., Iwugo, K. (1999). A preliminary study of heavy metal distribution on the floodplain of the River Severn, U.K. by a single flood event. *Science of the Total Environment*, 243–244: pp. 219–231.

Zhiyanski, M., Bech, J., Sokolovska, M., Lucot, E., Bech, J., Badot, P.M. (2008). Cs-137 distribution in forest floor and surface soil layers from two mountainous regions in Bulgaria, *Journal of Geochemical Exploration* 96 (2), pp. 256-266.

A SZERZŐK



PUSZTAI-EREDICS ALEXANDRA 2017-ben kitüntetéses okleveles geográfusként végzett az Eötvös Loránd Tudományegyetem Geomorfológus szakirányán. Jelenleg az ELTE Környezettudományi Doktori Iskola PhD hallgatója. Doktori témája: A dunántúli folyók feliszapolódásának vizsgálata gamma-spektroszkópiával. A 2016/2017-es tanévben a korábbi években elért kiemelkedő tanulmányi eredményeiért Köztársasági Ösztöndíjat kapott.



TÓTH GÁBOR PhD, egyetemi docens. 2006-ban végzett a Pécsi Tudományegyetem Földtudományi Doktori Iskolájában. Jelenleg az ELTE Berzsenyi Dániel Pedagógusképző Központ Savaria Földrajzi Tanszékének oktatója. Oktatja többek között Európa regionális földrajzát, Európán kívüli világ földrajzát, Geomorfológiát, illetve a Külső erők földrajzát. Kutatási területe a magashegységi geomorfológia és a dunántúli folyók feliszapolódásának vizsgálata.

A Kolon-tó nyíltvíz rekonstrukciójának hatása az élőhelyekre és limnológiai tényezőkre

Ábrám Örs*, Biró Csaba**, Morvai Edina*, Boros Emil***

* Futóhomok Természetvédelmi Egyesület, H-6070 Izsák, Matyó dűlő 46. (E-mail: futohomok@kolon-to.com)

** Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, H-6000 Kecskemét, Liszt Ferenc utca 19.

*** MTA, Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, H-1113 Budapest, Karolina út 29.

Kivonat

A Kolon-tó a Duna–Tisza köze egyik legjelentősebb, 1200 hektár kiterjedésű vizes élőhelye, de a kora és a vízrendezések miatt természetesnél alacsonyabb vízszintjének köszönhetően benne a szukcessziós folyamatok előrehaladtak. A tavi feltöltődés visszavetése, nyílt víztestek, illetve mozaikos, diverz élőhelyek létrehozása érdekében a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság mederkotrásos élőhely-rekonstrukciót valósított meg a területen. Kutatásaink során ezen élőhely-rekonstrukciók hatását vizsgáltuk, mely kiterjedt az érintett területeken történő beavatkozás előtti, illetve a legfrissebb állapotokat tükröző élőhelytérképek készítésére és összehasonlítására. Légifotók alapján manuális képernyő digitalizálással határoztuk le az élőhelyfoltokat, melyeket az ÁNÉR (Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer) szerint kategorizáltuk. E mellett a kialakított nyíltvízes élőhelyek néhány jellemző limnológiai tényezőjét is vizsgáltuk. Az összesen 158 hektárt lefedő három mintakvadrátokon belül 15%-os területi lefedettség mellett, 24,5 hektáron megjelent 18 új élőhelytípus jól mutatja a beavatkozások sikerességét. A térképi ábrázolás szemlélteti a térbeli elhelyezkedést, a jövőben pedig lehetőséget biztosít az itt kialakult élőhelyek dinamikájának vizsgálatára. A térben is elkülönülő Tókás víztest limnológiai eredményei rámutatnak arra, hogy vize karakterisztikusabb lápi jelleget mutat, mint az Őreg-víz és a Nagy-víz nevű víztestek. Ezt tükrözi az ott készített élőhelytérkép eredménye is, a hínárnövényzetében uralkodó faj a közönséges rence (*Utricularia vulgaris*), a lápi jelleg indikátorfaja. Összességében elmondható, hogy az eddigi beavatkozások eredményei alapján, más tervekkel összhangban, további élőhely-rekonstrukciós munkálatok javasoltak, ezek ugyanis kedvező hatást gyakorolnak a vizes élőhely diverzitására, komplexitására.

Kulcsszavak

Kolon-tó, élőhely-rekonstrukció, nyílt víz, mederkotrás, élőhelyek változása.

Impact of open water restoration on the habitats and limnological conditions in Lake Kolon

Abstract

Lake Kolon is one of the most significant wetlands in the Danube-Tisza Interfluvium, but due to its age and its lower water level from earlier water regime, succession processes are advanced. The Kiskunság National Park Directorate has implemented a habitat reconstruction in order to retrieve the sediment accumulation, to open water bodies and to create diverse habitats. In the course of our research, we examined the impact of these habitat reconstructions, which included the preparation and comparison of habitat maps prior to intervention in the affected areas and reflecting the latest conditions. Aerial images were used to delimit habitat patches by manual screen digitization, categorized according to the new habitat-classification system. Furthermore, some of the characteristic limnological factors of open water habitats have been investigated. With 15% spatial coverage within the sample quadrats (158 hectares), 18 new habitat types on 24.5 hectares demonstrate the success of the interventions. The map representation illustrates the spatial location, and in the future provides an opportunity to examine the dynamics of the habitats developed here. The limnological findings point to a significant difference in the spatially distinct Tókás water body, which is characterized by a more typical marshland, compared to the other two water bodies. This is also reflected in the habitat map produced there, because the common species in the seaweed vegetation is the Greater Bladderwort (*Utricularia vulgaris*), which is an indicator of the marsh character. All in all, based on the results of the interventions so far, in accordance with other plans, additional habitat reconstruction works have been proposed, which have a particularly favourable effect on the diversity and complexity of the wetland habitat.

Keywords

Lake Kolon, reconstruction of habitats, open water, dredging, habitat change.

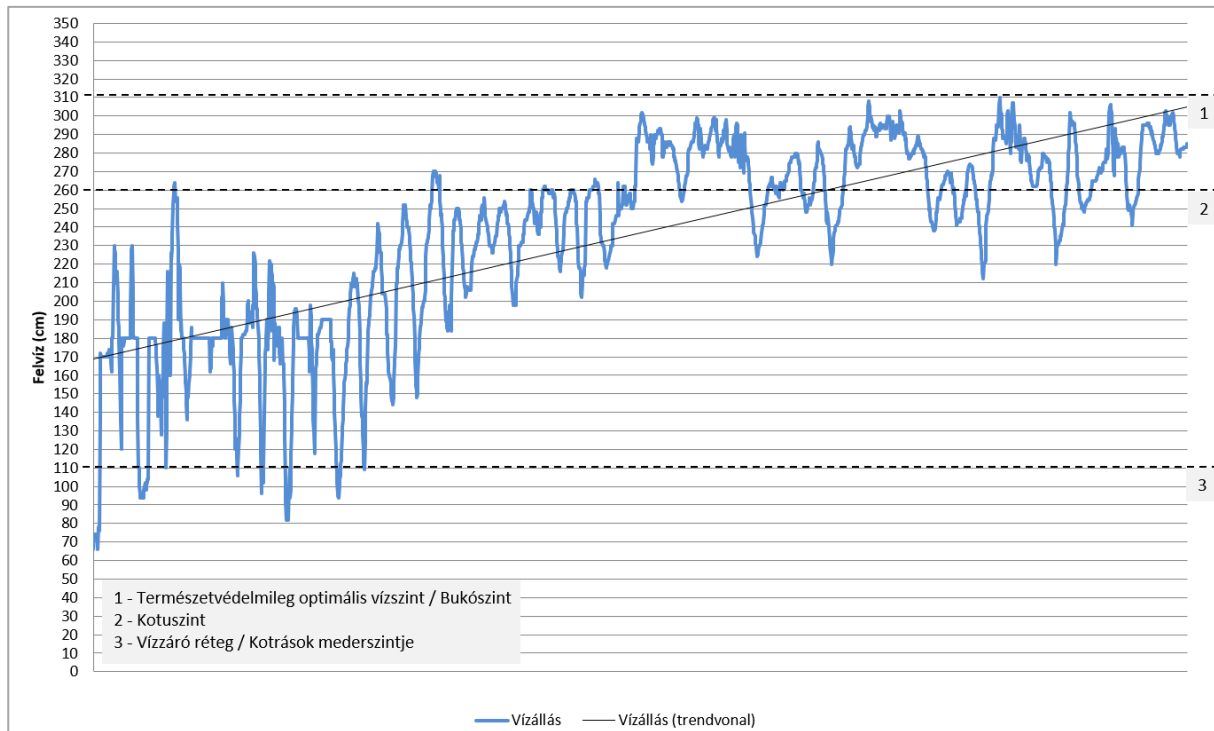
BEVEZETÉS

A tó fejlődéstörténetéből az elmúlt 27 000 évet ismerjük részletesen, a mintegy 20 000 éve kifejlődött tavi rendszer a Duna–Tisza köze egyik legidősebb tórendszer (Lóki és társai 1996). Kialakulásában meghatározó szerepet töltött be a Duna, mely felhalmozott hordalékát később az uralkodó széliránynak megfelelően ÉNy-DK irányban formálta újra, létrehozva a buckavidéket (Süme-gi és társai 2011). Más elméletek szerint a jelenlegi tavi fejlődés mintegy ötezer éves múltra tekint vissza, és a szubboréális szakasz határán kezdődhetett el (Molnár 2015). Az éghajlatváltozásoknak és a tagolt mederszerkezetnek köszönhetően változatos jellegű vizes élőhelyek sorozata alakult ki benne mind térben, mind időben.

A természetes töfejlődés a XIX. század végén szakadt meg, amikor megkezdődtek az első lecsapolási munkálatok, és 1927-re a tavat teljesen lecsapolták (Tetési 2012). A hajdan gazdag növény- és állatvilág átalakult, folyamatosan elszegényedett. A tőzégbányászat és a tőfenék mezőgazdasági művelése végveszélybe sodorta a területet, hiszen a legmélyebb részeken is kaszálókat, szántókat találunk. A Kiskunsági Nemzeti Park 1975-ös megalakulásával nyílt lehetőség a terület rehabilitálására (Iványosi Szabó 2015).

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Kiskunsági Nemzeti Park megalakulása óta rendszeres, heti adatsorral rendelkezünk a Kolon-tó vízszintjének alakulásáról, melyet az 1. ábra mutat be. A mért adatokat a tavat lecsapoló Kulléri-zsilip felvizeinek vízszintjei adják.



1. ábra. A Kolon-tó vízállásának változása a Kulléri-zsilipnél mérve 1974–2018 között (Biró 2018 nyomán, kibővíve)
 Figure 1. Changes in the water level of Lake Kolon measured at the sluice of Kullér from 1974 to 2018
 (Following Biró's work 2018, extended)

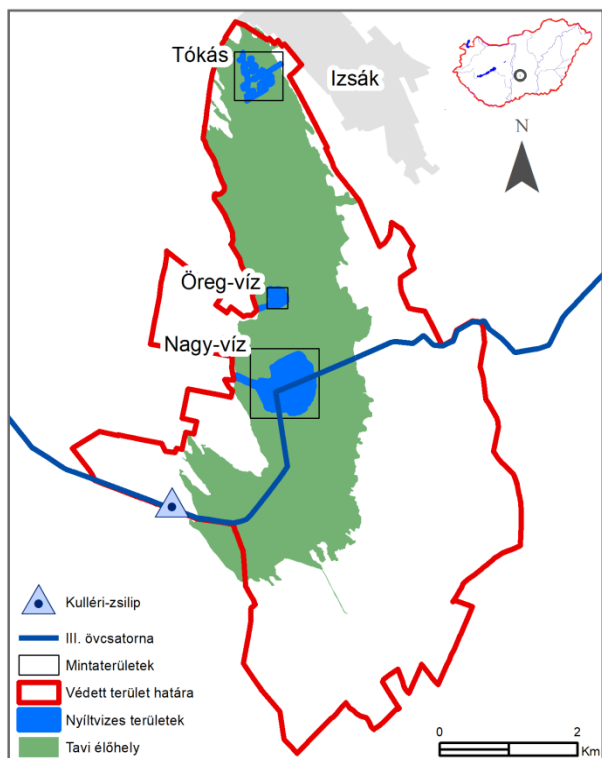
A tóban jelenleg maximálisan tartható - és a természetvédelem számára leginkább kedvező - vízszint 305 cm-en áll, mely a tó lecsapoló csatornájában elhelyezett duzzasztózsilip (Kulléri-zsilip) bukószintje. A tó nádassal borított részeinek aljzata átlagosan 260 cm-en található. Az ez alatti vízszintek esetén a nád alatti kotu egyre növekvő méretű szárazulatokat eredményez, mely kedvezőtlen az itt kialakult vízi életközösségek számára. A vízáró réteg a tómeder tekintetében 110 cm-en húzódik, itt került megállapításra az a legmélyebb pont, mely a mederkotrások élőhely-rekonstrukciók során kialakított mederszintet jelenti. A vízszint trendvonala jól mutatja az intézményesített természetvédelem megalakulása óta a területen végbemenő, vízviSSzartartásra irányuló törekvések eredményét, a vízszint helyreállítását. A 2018-as év átlagos vízszintje mellett a vizes élőhely kiterjedése 1200 hektár. A nádas természetes felnyílására, így az itt lévő élőhelyek diverzifikálásra akkor lenne lehetőség, ha a tómederben még magasabb vízszint lenne tartható, ám ez a korábbi, lecsapoló állapothoz igazodó településszerkezet és birtokviszonyok miatt elképzelhetetlen. A nyílt vízfelületek létrehozásához szükséges állapotok így csak mesterséges beavatkozások módján érhetők el (Keve 2009, Biró 2018).

Ezek szükségességét rögzíti a terület Natura 2000 (HUKN30003) fenntartási terve, illetve a Kolon-tó, mint nemzeti parki törzsterület kezelési terve. Célkitűzésként jelenik meg a fokozott eutrofizáció és a gyorsuló feltöltődés elleni intézkedések támogatása. A teljes tótest kiterjedésének 10%-áig támogatja nyílt vízfelületek létrehozását és a meglévők fenntartását mederkotrással, hínár- és zöldnádágással, illetve legeltetéssel, ezzel őrizve az ökoszisztémák számára kedvező, mozaikos szerkezetet (Máté 2009). Ezzel összhangban a tavon három, meder-

kostrással létrehozott nyílt vízfelület került kialakításra, melyek elhelyezkedését az 2. ábra mutatja.

Mivel ezen nyíltvízi rendszerek bár egykor jelen voltak, melyek ugyan a lecsapolással teljesen eltűntek a területről, de az eredeti növényzetet alkotó főbb növényfajok túléltek a területen, így a beavatkozások tekintetében élőhely-rekonstrukciókról beszélhetünk (Tamás és társai 2013). Az élőhely-rekonstrukciók kialakításának körülményeit és zoológiai eredményeit Biró (2018) foglalta össze, melyet e tanulmányban az élőhelyek változásával és egy limnológiai értékeléssel egészítettünk ki.

A rekonstrukciós tevékenységek eredményességének vizsgálatához olyan kvadrátokat jelöltünk ki, melyek teljes egészében magukba foglalják az érintett beavatkozási területeket és a rekonstrukciós munkálatok során érintetlenül hagyott eredeti vegetációt (nádas). A mintakvadrát kiterjedése az Öreg-víz esetében 9 hektár, a Tókás esetében 49 hektár, míg a Nagy-víz esetében 100 hektár. Korábbi űrfelvételek alapján mindhárom esetben elkészítettük a beavatkozás előtti év, majd a 2018-as naptári évre vonatkozatható élőhelytérképeket, melyeket összevetve értékelhetjük a változást. Térbeli alakulásuk térinformatikai alapú ábrázolással történt ArcMap 10.2 program segítségével. Az élőhelytérképeket a 2011-es ÁNÉR kategóriákat alapul véve készítettük el, mely egy-egy keretrendszer biztosítja a hazai élőhelyek osztályozásához (Bölöni és társai 2011). Az élőhelyfoltok lehatárolása a Földmérési és Távérzékelési Intézet 2015-ös, 0,4 m/pixel terepi felbontású légitelvételei, illetve a Bing Maps és a Google Maps űrfelvételei alapján készültek manuális képernyő digitalizálással, melyek a 2018-as év vegetációs időszakában, terepbejárásokkal kerültek pontosításra.



2. ábra. A Kolon-tó élőhelyrekonstrukcióinak áttekintő térképe
Figure 2. Overview map of the habitat reconstructions of Lake Kolon

1989-90-ben került kialakításra az Öreg-víz, a Kolon-tó első, mederkotrással kialakított élőhely-rekonstrukciója.

A szegélyzónák jelentőségét szem előtt tartva 2010-ben alakították ki a Tókás területét (KEOP-3.1.2/2F/09-2009-0014). Ez 12 kisebb méretű, nyílt vízfelszínű tóból és az azokat összekötő 2,5 km csatornahálózatból áll.

2010-2012-ig szintén KEOP forrásból sikerült megvalósítani a Nagy-vízet (KEOP-7.3.1.2/09-2009-0009), mely a kotrási tevékenységen kívül 400 hektáron finanszírozta a tájidegen fajok visszaszorítását.

Az élőhely-rekonstrukciók limnológiai szempontú vizsgálata a 2017 és 2018-as években történt. A vízmélységet és Secchi-átlátszóságot centiméter beosztású mérőszalaggal, a vízhőmérsékletet, fajlagos elektromos vezetőképességet, a pH-t, és az oldott oxigént WTW MultiLine P4 univerzális terepi mérőműszerrel mértük a helyszínen.

A szerves szén analízishez Elementar High TOC szerves szén analizátort használtunk. A mintaadagolás PS 60 E automata adagolóval történt, amely a mérendő minta homogenitását beépített mágneses keverővel biztosítja. A méréshez a vízminták pH-ját 37 %-os HCl-val 2-re csökkentettük. Ez a minták tartósítása mellett a szerves szén kiűzését is szolgálta, melyet a minták keverésével és szellőztetésével is elősegítettünk. Az összes szerves szén (TOC) koncentráció méréséhez szűretlen víz szolgált. A szűretlen vízmintákat Cole

Parmer 4710 homogenizátorral szonikáltuk az összetapadt részecskék szétválasztása érdekében. Az oldott szerves szén (DOC) koncentráció analízisét 0,4 µm pórusméretű 450 °C-on előzetesen kiizzított GF-5 üveg-szálalás filteren szűrt vízmintákból végeztük. Az összes partikulált szerves szén (POC) koncentrációt a TOC és DOC értékek különbsége alapján adjuk meg. Az egyes mintavételi helyek közötti szignifikáns különbségeket ($p < 0,05$) változóként Kruskal-Wallis ANOVA-val vizsgáltuk, mely után Dunn-féle 'post-hoc' tesztet alkalmaztunk a mintaterületenkénti összevetésre. Az elemzéshez az R statisztikai környezet „dunn-test” programcsomagját használtuk (Dinno 2015).

EREDMÉNYEK, KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A rekonstrukciós munkálatok előtt készített élőhelytérképek alapján a kvadrátok által érintett területen a 2011-es ÁNÉR kategóriák alapján 25 különböző élőhely volt elkülöníthető. Ezek esetében egyértelmű dominanciát mutatnak a nádas jellegű élőhelyek, így szükségszerűen a beavatkozások ezen élőhelyek rovására történhetnek. A 2018-as felvételek alapján 18 új élőhelytípus megjelenésével 43 különböző élőhely alakult ki a rekonstruált területeken. A mintaterületek több mint 15%-át új élőhelyek teszik ki, méretük összességében meghaladja a 24,5 hektárt. Ez jól mutatja a beavatkozások sikerességét, az itt megtalálható élőhelyeket jelentős mértékben sikerült diverzifikálni. Az eredmények alapján támogatható a további beavatkozás összhangban a Natura 2000 fenntartási tervvel és a terület kezelési tervében foglaltakkal.

A területi eloszlás mellett kiemelten fontos ezek térbeli elhelyezkedése, mely tekintetében a mozaikosság volt a legfontosabb kívánalom. Az ÁNÉR szerinti élőhely-kategóriákat (Bölöni és társai 2011) összevont, szemléletes formában ábrázoltuk az alábbiak szerint.

Nádas dominanciájú élőhelyek: B1a, B1b, B1bN, B1bNx B1b, B1bx A24, B1bx B1bN, B1bx B4, B1bx B5, B1bx B6, B1bx J1a, B1bx OA, B1bx OB, B1bx P2a, B1bx RA, B1x B5, B4x A24

Összefüggő hínárnövényzet: A24, A24x B1b, A24x B2, A24x B4.

Egyéb kategória: D34x F2, D34x OB, F2x D34, F2x OB, OB, OG, P2ax B1a, P2ax B1b, RA, RB, RBx OG, RBx P2a, S7x P2a, U11x OB

Nyílt víz dominanciájú területek tekintetében megkülönböztetünk lápi jellegű nyílt vízre utaló élőhelyeket (U9Nláp, U9NlápxA24, U9NlápxB2), mocsári jellegűeket (U9xA24, U9xB1b), illetve hínárnövényzettől teljesen mentes vizeket (U9).

A térképek a Nagy-víz ábrázolásával (3. és 4. ábra) jól mutatják a rekonstrukció eredményeit, a későbbiekben alapot képeznek a szukcessziós folyamatok vizsgálatához.



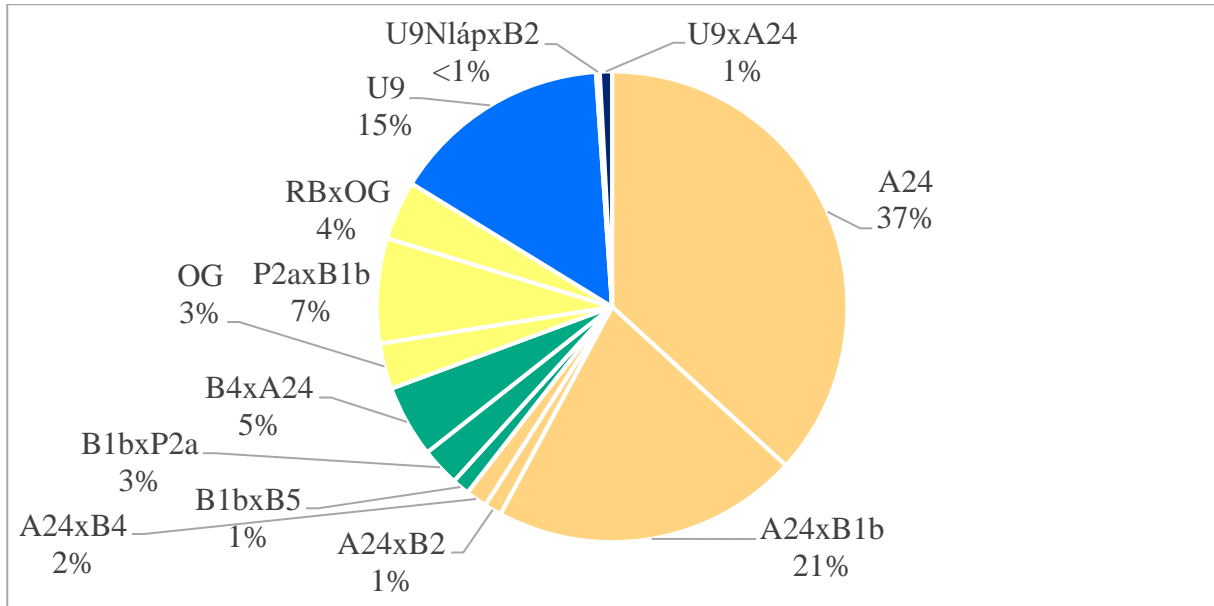
3. ábra. Nagy-víz élőhelytérképe a rekonstrukció előtt
 Figure 3. The Nagy-víz (Great Water) habitat map before the reconstruction



4. ábra. Nagy-víz élőhelytérképe a rekonstrukció után
 Figure 4. The Nagy-víz (Great Water) habitat map after the reconstruction

Az új élőhelyek megjelenése a Nagy-víz esetében a mintakvadrát 22%-át teszik ki, százalékos eloszlásukat az 5. ábra mutatja. Az újonnan kialakult

élőhelyek közel kétharmadát különböző hínártársulások teszik ki. A nyílt vízfelületek több, mint 16%-os arányt mutatnak.



5. ábra. Új élőhelyek területi megoszlása a Nagy-vízen, 2018.
 Figure 5. Spatial distribution of new habitats on the Nagy-víz (Great Water), 2018

A Nagy-víz esetében az új élőhelyek 14%-át egyéb kategóriába soroltuk. Ide tartozik a kotrási munkák során kialakított töltés megmaradt részein és a szigeteken létrejött üde és nedves cserjések, taposott gyomnövényzet és az őshonos fafajú puhafás pionír erdők. A nádasok és mocsarak élőhely-kategóriában is jelent meg új élőhely, ezek a tözeges nádasban megtalálható lápi zombékosok, üde és nedves cserjések és nem zombékoló magassásrétek. Az Öreg-víz területén az élőhely-rekonstrukció előtt 99%-ban

tőzegesedő nádas élőhely volt jelen. A beavatkozásnak köszönhetően jelent meg a nyílt víz, a lápi hínárnövényzet, a kákás-gyékényes foltok és az üde, nedves cserjések. A Tókás esetében a mintakvadrát ugyan érint gyepterületeket, de az élőhely-rekonstrukciós tevékenységek ezekre valójában nem terjedtek ki, a beavatkozások során területük nem változott. A Tókás terület esetében létrehozott új élőhelyek több mint fele lápi jellegű vizek jelenlétére enged következtetni.

A limnológiai adatsorok a következő eredményeket hozták a vizsgált paraméterek szempontjából. A vízmélység tekintetében a Tókás nevű rekonstrukciós területen a vízmélység (90 cm) és a Secchi-átlátszóság (71 cm) mediánjai szignifikánsan kisebbek voltak, mint a Nagy-víz (Vízmélység=175 cm; Secchi=92 cm) és Öreg-víz (Vízmélység=160 cm; Secchi=90 cm) esetében. A vízhőmérsékletben nem volt szignifikáns különbség a vizsgált területek között. A fajlagos elektromos vezetőképesség tekintetében - amely arányos a szalintással - az Öreg-víz különült el szignifikánsan a másik két területtől, de a lápi jellegnek megfelelően az összes víztér az édesvíz (szubszalin), illetve az átmeneti szalinitású (hyposzalin) vizek alsó tartományába (Hammer 1986) tartozik a minimum és maximum értékek alapján (262–1058 $\mu\text{S/cm}$). A pH mediánjaiban a Tókás legalacsonyabb értéke (7,5) különült el szignifikánsan a másik két területtől (7,7 és

8,1). Az oldott oxigén telítettség (%) tekintetében szintén a Tókás különült el szignifikánsan rendkívül alacsony medián értékkel (35,5%) a Nagy-víztől (76,5%) és az Öreg-víztől (59,3%) amellet, hogy az oldott oxigén koncentrációban ez a különbség csak a Tókás (3,85 mg/l) és az Öreg-víz (7,22 mg/l) között volt szignifikáns. Az oldott szerves szén (DOC) tekintetében is a Tókás különült el szignifikánsan a legmagasabb medián értékkel (28,7 mg/l) a Nagy-víztől (18,6 mg/l) és az Öreg-víztől (19,2 mg/l), míg az összes szerves szén (TOC) mennyiségében ez a különbség csak a Tókás (30,7 mg/l) és a Nagy-víz (19,1 mg/l) között volt szignifikáns. A DOC és TOC koncentrációjával összefüggésben a kettő különbözetéből adódó partikulált szerves szén (POC) koncentráció mediánja a Nagy-víz és Öreg-víz esetében megegyezett (0,3 mg/l), míg a Tókásban szignifikánsan nagyobbak (6,8 mg/l) tekinthető (1. táblázat).

1. táblázat. A vizsgált limnológiai tényezők összefoglaló statisztikai eredménytáblázata (vastagon szedett=szignifikáns eredmény)
Table 1. Summary scoreboard of limnological factors examined (bold=significant result)

Vizsgált tényezők	Terület	N	Átlag	SD	Min	Medián	Max	χ^2	df	p
Vízmélység (cm)	Nagy-víz	11	172	17	130	175	190	22,8	2	<0,0001
	Öreg-víz	11	156	22	100	160	180			
	Tókás	11	90	10	70	90	100			
Secchi átlátszóság(cm)	Nagy-víz	11	91	20	49	92	120	6,5	2	0,0392
	Öreg-víz	11	105	40	60	90	167			
	Tókás	10	71	14	51	71	90			
Vízhőmérséklet (°C)	Nagy-víz	11	16	8	1,9	15	26,7	0,4	2	0,8051
	Öreg-víz	11	15	8	1,6	15,4	25			
	Tókás	11	14	8	0,8	15,6	23,2			
Fajlagos elektromos vezetőképesség ($\mu\text{S/cm}$)	Nagy-víz	10	657	67	526	680	757	13,9	2	<0,0001
	Öreg-víz	9	527	109	384	520	671			
	Tókás	10	780	214	262	826	1058			
pH	Nagy-víz	10	8,1	0,2	7,6	8,1	8,5	11,7	2	0,0029
	Öreg-víz	9	7,8	0,2	7,5	7,7	8,1			
	Tókás	11	7,6	0,4	7,3	7,5	8,8			
Oldott oxigén (%)	Nagy-víz	11	69,4	23,5	9,5	76,5	92,5	10,9	2	0,0042
	Öreg-víz	11	61,1	19,5	24,3	59,3	85,8			
	Tókás	11	36,4	19,2	7	35,5	65			
Oldott oxigén (mg/l)	Nagy-víz	11	13,0	18,5	5,22	7,22	68,6	11,1	2	0,0039
	Öreg-víz	11	6,0	1,5	3,38	6,47	8,19			
	Tókás	11	4,0	2,4	0,6	3,85	8,6			
Oldott szerves szén (mg/l)	Nagy-víz	6	18,5	1,1	17,1	18,6	20,2	11,8	2	0,0028
	Öreg-víz	6	19,5	1,7	18,0	19,2	22,7			
	Tókás	6	28,7	1,2	27,2	28,7	30,0			
Összes szerves szén (mg/l)	Nagy-víz	6	19,1	1,1	17,7	19,1	20,6	14,7	2	<0,0001
	Öreg-víz	6	21,6	1,1	19,7	21,8	23,0			
	Tókás	6	31,5	3,2	27,8	30,7	36,8			

Az eredményeket összegezve megállapítható, hogy a vizsgált limnológiai tényezők alapján - a vízhőmérséklet kivételével - a Tókás minden tekintetben elkülönül a másik két rekonstrukciós területtől, míg a Nagy-víz és Öreg-víz között nem volt szignifikáns különbség. A vizsgált fizikai és vízkémiai közül a huminsavakkal összefüggő alacsonyabb pH, az intenzívebb lebontó folyamatokra utaló alacsonyabb oldott oxigén koncentráció (Mentes és társai 2018), melynek forrása a nagyobb oldott szerves szénmennyiség, valamint ezzel összefüggésben a barna huminanyagok okozta kisebb Secchi-átlátszóság miatt a Tókás víztere erősebb lápi jelleget mutat, mint a másik két beavatkozási terület. Ugyan a mért DOC értékek az összes rehabilitált víztér esetében meghaladják a szerves szénben gazdag, polyhumic (> mg C/l feletti tartomány) határértéket, de a lápokra jellemző világlatla-

got (30 mg/l) legjobban a Tókás közelíti (28,7 mg/l), míg a Nagy-víz és Öreg-víz átlaga inkább a lápok és mocsarak (15 mg/l) közötti értéknek (~20 mg/l) felelnek meg (Thurman 1985). A lápi vízterek jellegében kimutatott különbségek összefüggésbe hozhatók a mederaljzaton felhalmozódott tőzeges réteg vastagságával, ennek megfelelően például a Tókás térségében korábban tőzegtányákat is üzemeltettek.

Az itt kapott eredmények összhangban vannak az élőhelyterképek alapján levonható következtetésekkel. A közönséges rence (*Utricularia vulgaris*) jó indikátorfaja a tőzegtépző, lápi folyamatok meglétének. Jelenléte a víztesteken belül utal annak inkább lápi jellegére, míg a mocsárra jellemző folyamatok dominanciája esetén inkább a fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*) és a kolokán (*Stratoides aloides*) kerül túlsúlyba.

ÖSSZEFOGLALÁS

Az összességében 158 hektáros mintaterületen belül 24,5 hektárt érintenek az új, a rekonstrukciós beavatkozások hatására megjelenő élőhelyek. A mozaikos szerkezet ábrázolására és a jövőbeli folyamatok nyomon követésére térinformatikai módszerekkel történő ábrázolás biztosít lehetőséget. Az élőhelytérképek és a vizsgált limnológiai paraméterek kiértékelése egyaránt alkalmas a lápi és a mocsári jellegű víztestek térképezésére. Ezek alapján a Tókás a Nagy-víz és az Öreg-víz területtől eltérő, karakterisztikus lápi jelleget mutat. Összhangban a tervekkel a további hasonló élőhely-rekonstrukciós vagy élőhely-rehabilitációs tevékenységek a jelen körülmények között egyértelműen kedveznek egy mozaikos, diverz élőhely-szerkezet kialakulásának.

IRODALOMJEGYZÉK

Biró Cs. (2018). Természetvédelmi célú mederkotrás a kiskunsági Kolon-tónál. *Szélkiáltó*, 34, 45-48.

Böloni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) (2011): Magyarország élőhelyei. A vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 441 p.

Dinno A. (2015). Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. R package version 1.2.4. <http://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>

Hammer, U. T. (1986). Saline Lake Ecosystems of the World. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.

Iványosi Szabó A. (2015). A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét.

Keve G. (2009). Hátsági szikes tavak vízpótlásának hidrológiai vizsgálata. *Kutatások az Eötvös József Főiskolán*, 9, 279-284.

Lóki J., Sümegi P., Félegyházi E., Hertelendi E. (1996). A Kolon-tó fenékszintjébe mélyített fúrás rétegsorának szedimentológiai, pollenanalitikai és malakofaunisztikai elemzése. *Acta Geographica, Geologica et Meteorologica Debrecina*, 33, 93-114.

Máté A. (2009). A Kiskunsági Nemzeti Park Izsáki Kolon-tó egység kezelési tervének tervezete a 9/2008. (K.V. Ért.8.) KvVM utasítása szerint.

Mentes A., Szabó A., Somogyi B., Vajna B., Tugyi N., Csitári B., Vörös L., Felföldi T. (2018). Differences in planktonic microbial communities associated with three types of macrophyte stands in a shallow lake. *FEMS Microbiology Ecology*, 94(2)

Molnár B. (2015). A Kiskunsági Nemzeti Park földtana és vízföldtana. JATE Press Kiadó, Szeged.

Sümegi P., Molnár M., Jakab G., Persaits G., Majkut P., Páll D. G., Gulyás S., Jull A. J. T., Töröcsik T. (2011). Radiocarbon-Dated Paleoenvironmental Changes on a Lake and Peat Sediment Sequence from the Central Great Hungarian Plain (Central Europe) During the Last 25,000 Years. *Radiocarbon*, 53(1), 85-97.

Tamás E. A., Biró Cs., Kalocsa B. (2013). Vizes élőhelyek rekonstrukciója. Eötvös József Főiskolai Kiadó, Baja.

Tetési L. (2012). Izsák város története. Izsák Város Önkormányzata, Izsák.

Thurman, E. M. (1985). Organic Geochemistry of Natural Waters. Dordrecht; Boston; M. Nijhoff; Hingham, MA, USA: Distributors for the U.S. and Canada, Kluwer Academic.

A SZERZŐK



ÁBRÁM ÖRS 2018-ban szerzett diplomát a Szent István Egyetem természetvédelmi mérnök képzésén, diplomamunkáját a Kolon-tó ökoszisztéma szolgáltatásaiból írta. A Futóhomok Természetvédelmi Egyesület tagjaként több, a Kolon-tavat érintő kutatás aktív résztvevője.

BIRÓ CSABA A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság munkatársa 1994 óta, 2009-től a Kolon-tó természetvédelmi őre. Térinformatikus, adatbázis-programozó, az utóbbi években főbb tevékenységei a természetvédelmi kezelésekkkel és azok hatásaival kapcsolatosak.

MORVAI EDINA A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság munkatársa, a Futóhomok Természetvédelmi Egyesület titkára. Természetvédelmi mérnök, alapképzésen a Kolon-tó gémtelepeinek felmérésével foglalkozott, míg mesterképzésen a lepkefauna vizsgálatát végezte szintén ezen a területen.

BOROS EMIL Ökológus, a Magyar Tudományos Akadémia, Ökológiai Kutatóközpont tudományos főmunkatársa. Kutatásainak fókuszában az eurázsiai szikes és sós tavak limnológiája, valamint a vízmadarak állnak, különös tekintettel azok anyagforgalmi és trofikus kapcsolataira. 2008-tól a Magyar Hidrológiai Társaság Limnológiai Szakosztályának Szikes Vízi Munkacsoportjának alapító tagja és szakmai koordinátora, 2018-tól a Szakosztály elnöke.

A Kiskunság különböző típusú szikes tavaira jellemző baktériumközösségek összetétele és sótürése

Bedics Anna *, Csitári Bianka ***, Szabó Attila *, Székely Anna J. **, Boros Emil ***, Felföldi Tamás *

* ELTE Eötvös Loránd Tudományegyetem, Mikrobiológiai Tanszék, Budapest; email: tamas.felfoldi@gmail.com

** Department of Ecology and Genetics/Limnology, Uppsala University, Svédország

*** MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

Kivonat

A Kárpát-medence szikes tavaira többszörösen extrém környezeti viszonyok jellemzőek, mint például a változó sókoncentráció, turbiditás, nagymértékű hőmérséklet-ingadozás és a nagy huminanyag tartalom, valamint az alkalikus pH. Ennek és az időszakos kiszáradásoknak köszönhetően egyedülálló élővilággal rendelkeznek és természetvédelmi szempontból is kiemelt jelentőségűek. Kutatásunk során a mintákat a kiskunsági Zab-székből és Sós-érből vettük. Fő célkitűzésünk volt, hogy a korábban tenyésztésbe vont, Sanger-szekvenálással azonosított izolátumaink sótüréseinek megállapításán keresztül megismerjük a szikes tavak baktériumközösségének a tavak betöményedése során fellépő sóstresszhez, valamint különböző sótipushoz való alkalmazkodóképességét. További célunk volt az is, hogy a kiskunsági szikesek vizére és üledékére jellemző teljes baktériumközösség összetételét a 16S rRNS gén alapján, Illumina MiSeq platformon amplicon szekvenálással azonosítsuk, majd összehasonlítsuk egymással. A planktonikus baktériumközösséget főként az Actinobacteria és Bacteroidetes törzsek alkották, míg az üledékben ezek mellett a Chloroflexi és a Gemmatimonadetes törzs tagjai, valamint az alfa-proteobaktériumok fordultak elő jelentős mennyiségben. Közel száz (jelentős részben *Bacillus* és rokon nemzetségeibe tartozó) baktériumtörzssel sótolerancia vizsgálatot végeztünk mikrotráló lemezen, különböző nátrium-(hidrogén)-karbonát és nátrium-klorid koncentrációk mellett. Ennek során megállapítottuk, hogy az anion minősége lényeges szerepet töltött be az izolátumok sóstresszre adott válaszában. Eredményeink rámutattak arra, hogy szikes tavaink különleges közösségeire a víz anionjai nem csupán ozmotikumként hatnak, hanem az anion típusának is kulcsszerepe van az élőlények adaptációjában.

Kulcsszavak

Szikes tavak, sóösszetétel, sótolerancia, bakterioplankton, üledék, amplicon szekvenálás.

Bacterial communities and their salt tolerance in different type of soda pans of the Kiskunság National Park, Hungary

Abstract

Soda pans of the Carpathian Basin have multiple extreme environmental conditions, such as changing salt concentration, turbidity, intensive temperature fluctuation, high humic substance content and alkaline pH. Due to these and the temporary desiccation of the pans, they harbor unique communities and they are especially important nature conservation areas. In this study, samples were taken from two soda pans of Kiskunság, namely from Zab-szék and Sós-ér. The main aim of our research was to determine the salt tolerance of bacterial strains which were isolated previously and identified by Sanger sequencing, to reveal their relation to salt stress occurring in the drought period and to study their adaptation to different salt types. Furthermore, we aimed to characterize the members of the whole bacterial community of the water and sediment using 16S rRNA gene-based amplicon sequencing on an Illumina MiSeq platform and to compare the composition of water and sediment bacterial communities. The bacterioplankton consisted mainly members of phyla Actinobacteria and Bacteroidetes, while in the sediment phyla Chloroflexi, Gemmatimonadetes and class Alphaproteobacteria also had significant proportion. Almost 100 strains (most of them belonged to *Bacillus* and related genera) were subjected to salt tolerance tests on microplates using different sodium (hydrogen) carbonate and sodium chloride concentration. Our results have shown that the quality of the anion was important in the response of isolates to the presence of salt. In conclusion, anions in the water of soda pans act not only as osmotics on the inhabiting unique communities, but the type of anion determines the adaptation of organisms.

Keywords

Soda pans, salt composition, salt tolerance, bacterioplankton, sediment, amplicon sequencing.

BEVEZETÉS

A Kárpát-medence szikes tavaira többszörösen extrém környezeti viszonyok jellemzőek: általában nagy zavarosság, nagy huminanyag tartalom, valamint alkalikus, 9 feletti pH (Boros és társai 2017). Ezek a sekély vizű tavak időszakosan kiszáradhatnak és betöményedhetnek, a nagymértékű vízszint- és sótartalom-ingadozás pedig az élővilág összetételében is jelentős szezonális változásokat eredményez, amit kiegészít a sekélyesség miatti nagymértékű napi és szezonális hőmérséklet-ingadozás (Felföldi és társai 2009, Somogyi és társai 2009, Tóth és társai 2014, Korponai és társai 2016, Szabó 2018). Egyedülálló

élőviláguk mellett számos madárfaj vonuló és pihenőhelyül is szolgálnak, többek között ezek miatt is állnak a magyarországi szikes tavak természetvédelmi oltalom alatt (Boros és társai 2013, 2016).

Az állandó sókoncentrációjú (közelítőleg 35 g/L) tengerek és óceánok mellett a szárazföld valamennyi kontinensén előfordulnak sós vizű élőhelyek, mennyiségük megközelíti a nem szalin vizekét („édesvizek”). Sókoncentrációjuk alapján beszélhetünk a szalinitás növekedésének sorrendjében édesvizekről (<0,5 g/L), szubszalin (0,5-3 g/L), hiposzalin (3-20 g/L), mezoszalin

(20-50 g/L) és hiperszalin (>50 g/L) tavakról (Hammer 1986). Nemcsak a koncentráció tekintetében, hanem az ionösszetételben is markáns különbségek lehetnek az egyes sós vizek között, amelyek közül a következő nyolc fő ion a meghatározó: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- és SO_4^{2-} . A sósvízű élőhelyekre megadható egy domináns ionösszetétel. A tengervízben a Na^+ és Cl^- ionok dominálnak leginkább (Chave és Suess 1970), hasonlóan számos szárazföldi sóstóhoz, köztük például a szovétai helioterikus Medve-tóhoz (Lacul Ursu) vagy Erdély egyéb sós tavaihoz (Keresztes és társai 2012, Máthé és társai 2014), míg a vajdasági Nagy-Ruszanda (Veliko Rusanda) és Sós-kopó (Slano Kopovo) a Na^+ kation dominanciája mellett közelítőleg azonos arányban tartalmaz SO_4^{2-} , Cl^- és HCO_3^- anionokat (Boros és társai 2014). Ezzel szemben a Kiskunság alkalikus, sekély szikes tavaiban a Na^+ , CO_3^{2-} és HCO_3^- ionok fordulnak elő nagy koncentrációban (Boros és társai 2014). Boros és Kolpakova (2018) a szikes tavakat vízkémiai alapon osztályozta és különítette el az egyéb sós tavaktól egy eurázsiai léptékű vizsgálat keretében összesen 220 tó bevonásával. A fő- és altípusokba történő besorolás a vizekben előforduló domináns (25 egyenérték % feletti) ionokból létrehozott rangsor alapján történt. Három fő csoportot különítettek el: szikes, szikes-sós és sós tavakat. A szikes karakterű tavakon belül a szikes csoport esetében a Na^+ kation dominanciája mellett a fő anion komponens a HCO_3^- és CO_3^{2-} , míg a szikes-sós csoport esetében ezek koncentrációja alulmarad a Cl^- és a SO_4^{2-} anionokéhoz képest, de összegük meghaladja a 25 egyenérték %-ot.

A vízben oldott só koncentrációja alapvetően meghatározza az adott élőhelyen előforduló közösségek összetételét. A különböző sókoncentrációjú vizekhez az élőlényeknek alkalmazkodniuk kell, ez alapján beszélhetünk nem halofil, enyhén, mérsékelten és extrém halofil, valamint halotoleráns szervezetekről (Ventosa és Nieto 1995). Azokat a mikroorganizmusokat, amelyek nagy sókoncentrációjú és alkalikus pH-jú élőhelyen élnek haloalkalofileknek nevezzük. Ezekhez a többszörösen extrém környezeti feltételekhez a sejtfal szerkezet, a plazmamembrán lipid komponensei, a membrántranszport rendszer, a bioenergetikai mechanizmusok és az ozmoreguláció egyes elemeinek megváltoztatásával képesek adaptálódni. Az ozmoregulációs stratégiák közül a „salt-in” mechanizmus során a mikroorganizmusok nagy mennyiségben szervesen K^+ és Cl^- ionokat halmoznak fel a citoplazmában. A másik haloadaptációs stratégia, a „salt-out” alapja az előbbivel szemben a szerves ozmotikumok (glicin-betain, ektoin, szulfotrehalóz, glutamát stb.) bioszintézise vagy külső forrásokból történő felvétele a citoplazmába (Oren 2008, Banciu és Muntyan 2015).

CÉLKITŰZÉS

Kutatásunk fő célkitűzése volt, hogy a korábban tenyésztésbe vont, azonosított izolátumaink sótüréseinek megállapításán keresztül megismerjük a szikes tavak baktériumközösségének a tavak betöményedése során fellépő sóstresszhez, valamint különböző sótipusokhoz való alkalmazkodóképességét. További célunk volt az is, hogy

a szikes tavakra jellemző egyedi planktonikus baktériumközösség összetételét összehasonlítsuk az üledék baktériumközösségének összetételével, mivel a szikes tavak esetében a két élettér között a tavak sekélysege és a szél folyamatos felkeverő hatása miatt vélhetőleg nagyon szoros kapcsolat áll fenn.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Mintavétel és környezeti változók meghatározása

A mintavétel a Solti-síkságon található, a nagy mennyiségű szuszpendált szervesanyag miatt zavaros Zabszékéből, valamint a nagy huminanyag tartalmú, színes Sós-érből történt 2016. október 18-án. A két tó vízből és üledékéből (felső 5 cm-es réteg) három párhuzamos mintát dolgoztunk fel. A vízből tenyésztéses és tenyésztéstől független vizsgálatokat is, az üledékből csak az utóbbit végeztük el. A vízminták esetében a tó különböző pontjairól (10-15 pont) vett egyesített vízmintából történtek a vizsgálatok. Az üledék esetében minden tóból három különböző helyről vettük a mintát steril, levágott végű fecskendővel és azok egyesítése nélkül történt meg a szekvenálás, amely után az eredmények bioinformatikai elemzése során az egyes tavak üledékmintáinak adatait átlagoltuk, mivel azok nagyon hasonlóak voltak egy tó von belül. A környezeti változók meghatározását a Szabó és társai (2017) által közölt módszerek alapján végeztük.

Tenyésztéstől független vizsgálat

A minták baktériumközösségének összetételét Illumina MiSeq Dual Index amplikonszekvenálással határoztuk meg. A DNS kivonását a MoBio PowerSoil DNS izoláló Kit segítségével végeztük a gyártó utasítása alapján. A szekvenáláshoz az első, Bacteria doménre specifikus PCR során az Illumina adapterrel ellátott 16S rRNS gén primereket [341F (Herlemann és társai 2011) és 805NR (Apprill és társai 2015)], a másodikhoz pedig standard Illumina kompatibilis duplán indexelt adaptereket tartalmazó primereket használtunk. Az Illumina szekvenálást az NGI (National Genomics Infrastructure) Sweden SciLifeLab végezte. A szekvenálás adatainak kiértékelése a mothur v1.38.1 program (Schloss és társai, 2009) MiSeq SOP alapján történt (Kozich és társai 2013) az alábbi változtatásokkal: a make.contigs parancsnál a deltaq paraméter értéke 10, a UCHIME programot használtuk a kiméra detektálás során, a singleton leolvasásokat szintén eltávolítottuk az adathalmazból a taxonómiai hozzárendelés előtt, az illesztést és a taxonómiai hozzárendelést pedig az ARB-SILVA SSU Ref NR 132 (Quast és társai 2013) adatbázis alapján végeztük.

Tenyésztéses vizsgálatok

A vízmintából történő tenyésztéshez egyedi táptalajokat alkalmaztunk, amelyek részletes összetételét korábbi munkánkban közöltük (Csitári és társai 2018). Minden táptalaj típus tartalmazta az ún. szikes-sós alapot, amelyben 8 g/L NaHCO_3 , 2,7 g/L $\text{Na}_2\text{CO}_3 \times 10 \text{H}_2\text{O}$, 1 g/L NaCl és 0,5 g/L KH_2PO_4 végkoncentrációjú sókat tettünk. A CO_3^{2-} és HCO_3^- ionok pufferolták az oldatot és biztosították a táptalajok 9,5 körüli pH értékét, így a táptalajok szalinitása és pH-ja jól közelítette a mintavétel időpontjában mért értékeket (ld. később 2. táblázat). A törzsek izolálására és taxonómiai azonosítására vonatkozó infor-

mációk szintén megtalálhatók korábbi munkánkban (Csitári és társai 2018). A törzseket 97%-os 16S rRNS gén szekvencia hasonlóság felett faji szinten azonosítottak tekintettük (Tindall és társai 2010). A szekvenciákból filogenetikai fát készítettük maximum likelihood módszerrel MEGA7 szoftver (Kumar és társai 2016) segítségével. A törzsek szekvenciáit a GenBank adatbázisban helyeztük el az MK504260-MK504333 azonosítókkal.

Az azonosított törzsek közül 88-cal sótolerancia tesztet végeztünk. A törzsek felszaporításához azok tiszta tenyészetéből egy-egy oltókacsnyi mennyiséget oltottunk 5 mL olyan nutrient (DSMZ médium 1, www.dsmz.de) tápvelesbe, amelyet szikes-sós alappal egészítettünk ki. A törzseket 5 napig szobahőmérsékleten inkubáltuk.

1. táblázat. A sótolerancia teszthez készített nátrium-(hidrogén-)karbonát (O) és nátrium-klorid (L) tartalmú tápvelesek jellemzői tömeg (zöld nyíl) és anyagsűrűség (piros nyíl) szerint rendezett párokban

Table 1. Mass (green arrow) and molar pairs (red arrow) of sodium (hydrogen) carbonate (O) and sodium chloride (L) containing media used for salt tolerance tests

(Pirossal jelöltük a mintavétel időpontjára jellemző és a törzsek felnevesítéséhez használt tápvelesre jellemző sókoncentrációt. A só jelentős kihígulása miatt a 8. sorozatot kihagytuk a vizsgálatból.)

	Szalinitás (g/L)	Kód	M _{(H)CO₃} (mol/L)	M _{Cl} (mol/L)
Mezoszalin	33,75	O1; L1	0,400	0,580
	23,28	O2; L2	0,276	0,400
Szubszalin	16,05	O3; L3	0,190	0,276
	11,07	O4; L4	0,131	0,190
	7,64	O5; L5	0,090	0,131
	5,27	O6; L6	0,062	0,90
Hiposzalin	3,63	O7; L7	0,043	0,062
	2,50	O8; L8	0,030	0,043
	1,73	O9; L9	0,020	0,030

↔/1,45

A baktériumtenyészetek szuszpenziójának abszorbancia értékeit egységesre (OD 0,2-0,3) állítottuk a felnevesítéshez használt steril tápvelessel BIOLOG-21906 abszorbancia mérő műszer segítségével. Ezt követően a különböző sókoncentrációjú tápvelesből 300-300 µl-t mérünk a 96 lyukú mikrotitráló lemez csöveibe, amelyhez aztán 10 µl baktériumsuszpenziót adtunk. Sómentes kontrollként steril nutrient tápvelest alkalmaztunk. A szikesekből izolált baktériumtörzsek mellett törzsgyűjteményi referencia törzseket és korábbi munkákból származó szikes törzseket is bevontunk a vizsgálatba, amelyek a következők voltak: *Staphylococcus aureus* ATCC 6538, *Eoetvoesia caeni* PB3-7B^T (=DSM 25520^T), *Quisquiliibacterium transsilvanicum* CGI-09^T (=DSM 29781^T), *Escherichia coli* ATCC 11775^T, *Nitrincola schmidtii* R4-8^T (=DSM 100788^T) és *Belliella* sp. R4-6 (Korponai és társai 2015). A mikrotiter lemezeket 20°C-on inkubáltuk. A tápveles zavarosságát (OD₅₉₀) Tecan

Sunrise abszorbancia mikrotiterlemez olvasóval mértük. A leolvasás a beoltást követő 3., 6., 9. és 12. napon történt. A 6. napot követően egyes törzsek esetében az abszorbancia értékek nem növekedtek jelentős mértékben tovább, míg a 3. napon mért adatok alapján több baktériumtörzset még nem indult növekedésnek, ezért a 6. napon mért értékeket használtuk fel a kiértékelés során. A sótolerancia adatokból készített hőtérkép létrehozásához a Microsoft Excel és CorelDRAW programokat használtuk.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A mintákra vonatkozó, helyszínen és a laboratóriumban mért fizikai és kémiai paraméterek értékeit a 2. táblázatban foglaltuk össze. A tavak szubszalin és alkalikus karaktere, valamint a többi mért változó értéke is jól illeszkedett a kiskunsági szikes tavak esetében korábban már megismert fizikokémiai környezethez (pl. Boros és társai 2013, 2014 és 2017, Korponai és társai 2016).

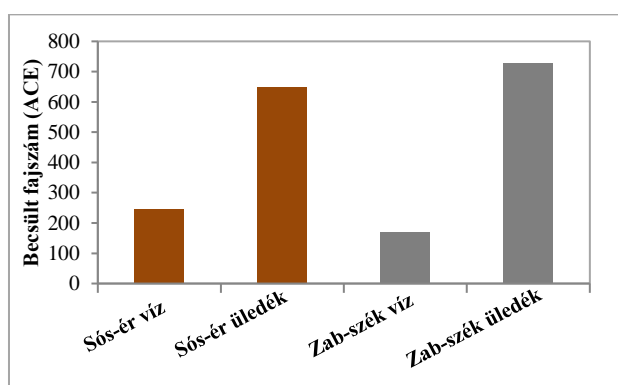
2. táblázat. A vizsgált szikes tavi minták fizikai-kémiai paraméterei
Table 2. Physico-chemical parameters of the studied soda pan samples

Helyszín	Vízmélység (cm)	Secchi-mélység (cm)	Hőmérséklet (°C)	pH	Szalinitás (g/L)	Levegőanyag tartalom (mg/L)	Pt-szín (mg/L)	Szárazanyag tartalom (%)*	Szervesanyag tartalom (%)*
Zab-szék	15	2,5	10,8	9,6	5,0	588	308	24,4	4,2
Sós-ér	22	10,5	11,0	9,3	7,2	54,6	2076	21,1	6,8

* üledékmintákra vonatkozó értékek

A tenyésztéstől független amplikon szekvenálás során összesen 84 011 szekvenciát kaptunk, amelyből 48 307 a Sós-érből, 35 704 a Zab-székéből származott. A szekvenálás eredményének felhasználásával összehasonlíthattuk a két tó planktonikus baktériumközösségének összetételét egymással és a tavak üledékének baktériumközösségével. Ez a molekuláris biológiai megközelítés lehetővé tette a szikes környezethez adaptálódott, nehezen tenyészthető mikrobaközösség filogenetikai diverzitásának mélyebb feltárását.

Az 1. ábra alapján elmondható, hogy az üledékminták becsült bakteriális fajgazdagsága jóval nagyobb, melynek feltételezhető oka, hogy az üledékben több anaerob légző vagy obligát fermentáló anyagcserét végző mikroorganizmus is meg tud élni, mint a vízben, melyben az aerob mikrobiális folyamatokban résztvevő szervezetek dominálnak.



1. ábra. A négy vizsgált minta becsült bakteriális fajszáma
Figure 1. Estimated bacterial species number of the four studied samples

(ACE: abundance-based coverage estimator, abundancia alapú lefedettség index)

A 2. ábra a baktériumközösség törzs (phylum) szintű taxonómiai eloszlását mutatja. A planktonikus baktériumközösséget főleg a Zab-szék esetében nagy mennyiségű tenyésztetlen aktinobaktérium uralta, emellett nagy arányban fordulnak elő a vízmintákban a Bacteroidetes és a Proteobacteria törzs tagjai is, amit a korábbi eredmények is igazoltak (Korponai és társai 2016, Szabó és társai 2017, Szabó 2018). Az üledékben az előbb említettek mellett a Chloroflexi és a Gemmatimonadetes törzs tagjai is jelentősek voltak, valamint a Proteobacteria törzsön belül különösképpen az alfaproteobaktériumok dominanciája volt számottevő. A kiskunsági szikes tavak üledékének bakteriális közösségéről most közlünk elsőként nagy áteresztőképességű módszerrel készült közösség-összetétel adatokat. A Borsodi és társai (2010) által kutatott, földrajzilag az általunk vizsgált tavakhoz nagyon közel fekvő Böddi- és Kelemen-szék üledékéből származó minták elemzése hasonló eredményt adott a baktériumközösség meghatározó tagjait illetően.

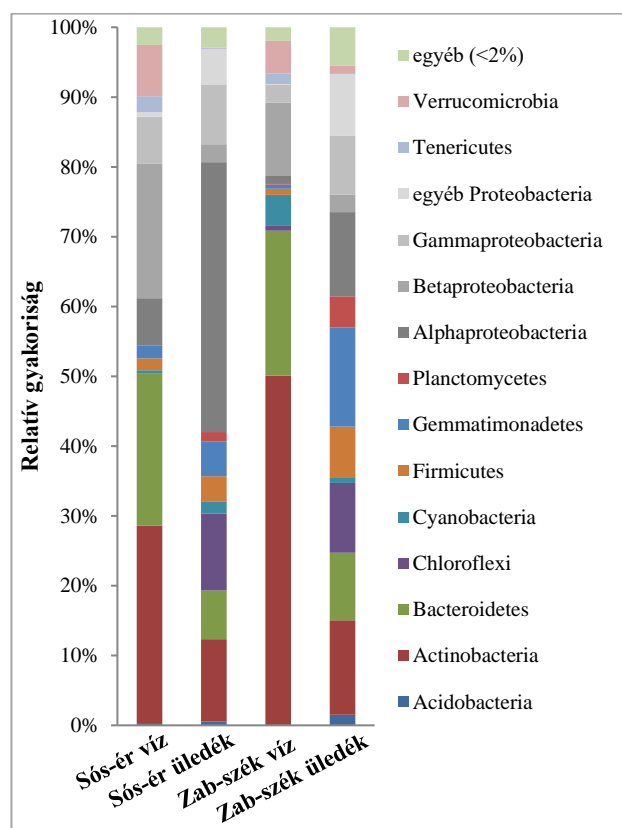
A 3. ábra a baktériumközösség nemzetség (genus) szintű taxonómiai eloszlását mutatja. A vízmintákban a Micrococcales rendbe tartozó aktinobaktérium nemzetségek meghatározó tagjai voltak a planktonikus közösségeknek. Ezek mellett mindkét tóban, de különösen a Zab-székben jelentősek voltak a Nitriliruptorales rendbe tarto-

zó nemzetségek tagjai. A *Nitriliruptor* nemzetséget korábban kimutatták szikes tavakból és feltételezhetően fontos szerepet töltenek be a szervesanyag-lebontásában nitril-hidratáz/amidáz enzimjeik segítségével (Sorokin és társai 2009). Ezek a baktériumok a Zab-székben feltehetően a vonuló madarak ürüléke által biztosított szerves nitrogénforrás többlet (Boros és társai 2016) miatt fordultak elő nagyobb számban. Különösen a Sós-ér üledékmintájában kiemelkedően nagy relatív mennyiséggel rendelkezett a *Defluviococcus* nemzetség, amelynek tagjait egy biológiai foszforeltávolító szennyvíztisztító telepről izolálták és glikogénakkumulációs képességük is ismert (Burow és társai 2007). Ezek a glikogénakkumuláló mikroorganizmusok anaerob körülmények között szerves szenet vesznek fel és tárolnak, azonban a foszfor ciklizálására nem alkalmasak, ellenben képesek a nitrát és a nitrit elektronakceptoroként való hasznosítására (Burow és társai 2007), ezért a helyi szén- és nitrogén-körforgalomban egyaránt részt vehetnek. A glikogénakkumuláló szervezetek kompetitorai lehetnek a foszfátakkumuláló szervezeteknek szénforrás tekintetében. Ilyen foszfátakkumuláló mikroorganizmusok pl. a Gemmatimonadetes törzsön belül fordulnak elő (Pascual és társai 2016 és 2018). A foszfátakkumuláló szervezetek szintűgy előkerültek foszforeltávolító szennyvíztisztítók-ból (Zhang és társai 2003), nekünk jelentősebb mennyiségben a Zab-szék üledékmintájából sikerült kimutatni. A Sós-érben a vegetációs periódus végén megnövekedett növényi szerves anyag többlet lehet az oka a glikogénakkumuláló baktériumok elszaporodásának, a Zab-székben pedig az őszi madárvonulás miatti madárürülék többletből származó foszforvegyületeket hasznosító szervezetek aránya növekedett meg jelentősebb mértékben. Vagyis megállapíthattuk, hogy a „színes” (Sós-ér) és „zavaros” (Zab-szék) típust képviselő szikes tavak (Boros és társai 2014) esetében a planktonikus mikrobaközösség összetételében tetten érhető különbségekhez (Korponai és társai 2016, Szabó és társai 2017, Szabó 2018) hasonlóan a két szikes víztípusnál az üledék bakteriális közössége is különbözik (2. ábra).

A szikes mintákból izolált baktériumtörzsek zöme (79%) a Firmicutes törzsbe, azon belül is a legtöbb a *Bacillus* nemzetségbe tartozott. A tenyésztés eredményeit részletesebben korábbi munkánkban közöltük (Csitári és társai 2018). Összesen 17 féle különböző tápleves (kétféle ionösszetétel nyolc különböző koncentrációban, valamint a sómentes kontroll) beoltásával összesen 1 598 egyedi sőtolerancia adatot kaptunk. Ezek felhasználásával egy hőtérképet hoztunk létre (4. ábra). A hőtérkép alapján elmondható, hogy a legtöbb baktériumtörzs a mézo- és szubszalin sókoncentráción nőtt leginkább, de voltak olyan izolátumok is, amelyek az alacsonyabbat is kedvelték (pl. a tenyésztett aktinobaktériumok többsége valamennyi táplevest közel azonos mértékben zavarosította meg). Összességében azonban elmondható, hogy a szikes tavak baktériumközössége jól adaptálódott a tavak kiszáradásakor fellépő sókoncentráció növekedéshez.

A Bacillaceae család képviselőit számos helyről izolálták korábban, pl. talajból, ürülékből, tengeri üledékből,

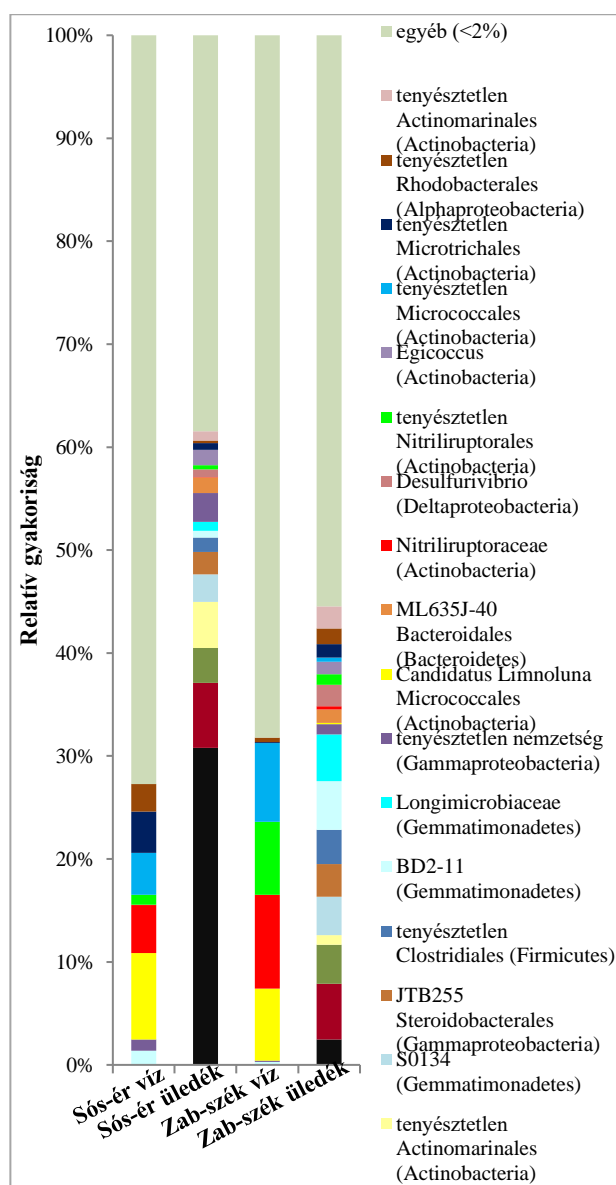
gyökérfelszínről (Devos és társai 2011), endospóráképző tulajdonságaik miatt ellenállóak, így a *Bacillus* és rokon nemzetségek széles sókoncentráció tartományt képesek tolerálni. Azt is megfigyelhetjük, hogy az egyes csoportokon belül nem azonos mértékben nőttek a törzsek a különböző töménységű oldatokban. A *Salipaludibacillus* nemzetségen belül bizonyos törzsek esetében kiemelkedően nagy OD értéket mértünk, különösen a nátrium-(hidrogén-)karbonát tartalmú táplevesekben, míg más törzsek sokkal gyengébb növekedést mutattak. Az irodalmi adatok szerint a nemzetség több tagja 3 w/v% NaCl koncentráció mellett mutat optimális növekedést, de akár a 22 w/v% sót is képesek tolerálni (Sultanpuram és Mothe 2016). A *Bacillus alkalisediminis* 5 w/v%, míg a *B. aurantiacus* akár 7 w/v% NaCl jelenléte mellett is képes optimális növekedésre (Borsodi és társai 2008 és 2011). Ennek ellenére azt tapasztaltuk, hogy a hőtérképen ábrázolt törzsek egyike igen erőteljesen, míg más törzsek relatíve szinte alig nőttek a táplevesekben. Ez a változottság szinte valamennyi csoportra jellemző volt, és ennek alapján megállapíthatjuk, hogy a sótolerancia adott értéke nem használható faji vagy nemzetség szintű bélyegként.



2. ábra. A kiskunsági szikes tavak planktonikus és üledék baktériumközösségének törzs (phylum) szintű taxonómiai összetétele
Figure 2. Phylum-level taxonomic composition of planktonic and sediment bacteria in soda pans of the Kiskunság Region, Hungary

A törzsek növekedését a kloridot és a (hidrogén-) karbonátot tartalmazó táplevesben összehasonlítva számos esetben eltérő intenzitást figyeltünk meg, vagyis megál-

apíthattuk, hogy a baktériumok sóstresszre adott válaszáat az anion típusa alapvetően meghatározza. Ennek a válasznak a jellege függött a vizsgált baktérium taxonómiai hovatartozásától és az alkalmazott sókoncentrációtól egyaránt.

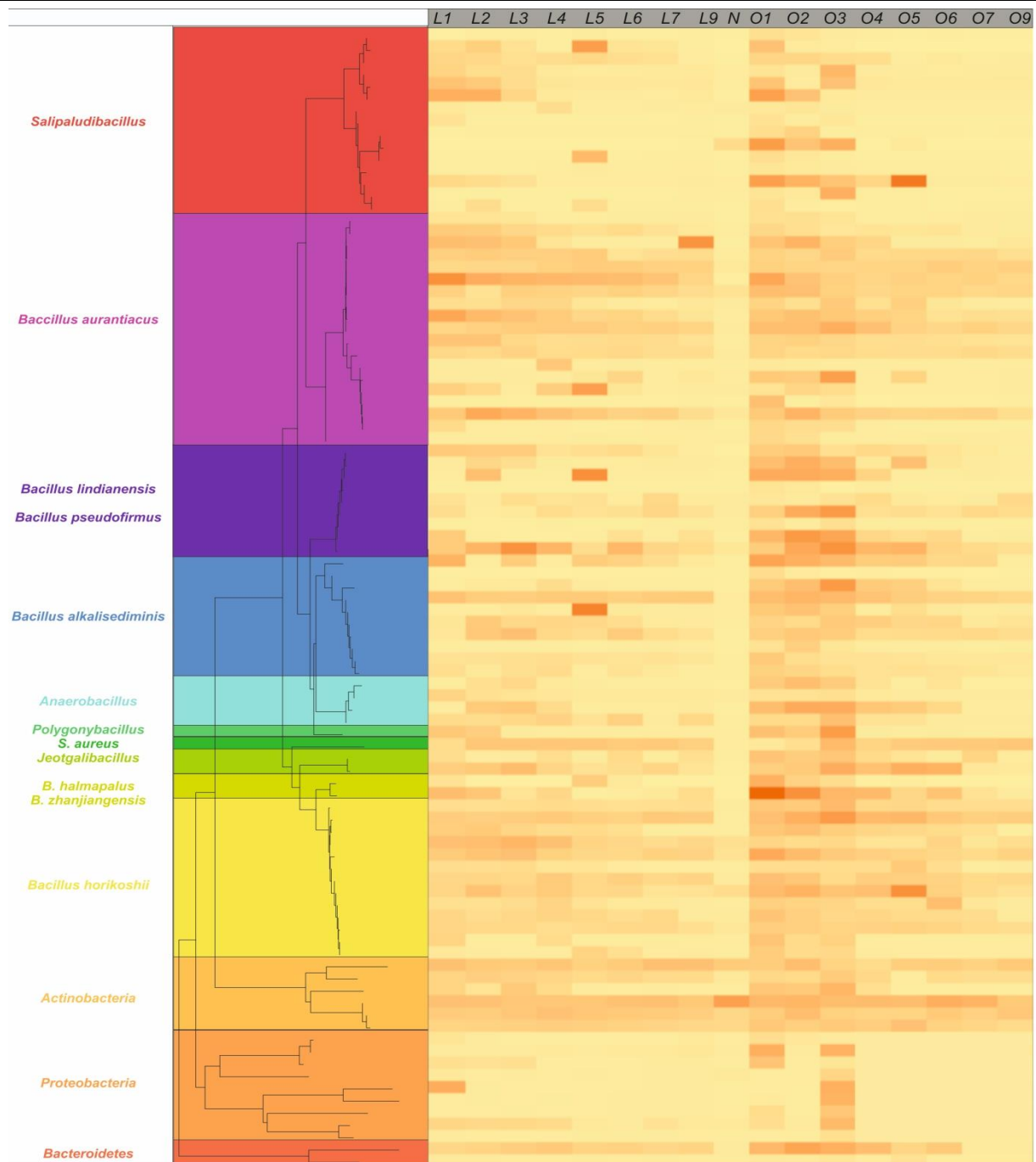


3. ábra. A kiskunsági szikes tavak planktonikus és üledék baktériumközösségének nemzetség (genus) szintű taxonómiai összetétele
Figure 3. Genus-level taxonomic composition of planktonic and sediment bacteria in soda pans of the Kiskunság Region, Hungary

A tenyésztés erőteljes torzító hatása miatt a tenyésztéssel és az amplikon szekvenálással azonosított taxonok között csak csekély átfedés volt.

TOVÁBBI KUTATÁSI CÉLOK

További sótolerancia vizsgálatokat szeretnénk végezni a jelentős szulfátion tartalommal rendelkező Nagy-Rusandából és Sós-kópóból, valamint a kloridion dominanciájú Medve-tóból és Vörös-tóból izolált törzsekkel, hogy még átfogóbb képet kapjunk az anion minőségének sóstresszre adott válaszában betöltött szerepéről.



4. ábra. A szikes tavakból izolált és a referencia baktériumtörzsek maximum likelihood módszerrel készített 16S rRNS gén alapú filogenetikai törzsfája és a sótolerancia adataikból készített hő térkép (a sötétebb szín jelöli az erőteljesebb növekedést)
 Figure 4. Maximum likelihood phylogenetic tree of bacteria isolated from the soda pans and reference bacteria based on the 16S rRNA gene with a heatmap constructed from salt tolerance values (darker color marks more intensive growth)
 (A táplevesek összetételét ld. 1. táblázat; N - sómentes nutrient kontroll)

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A szerzők köszönetüket fejezik ki Németh Balázsnak, Korponai Kristófnak, Szuróczi Sárának, Jurecska Laurának, Márton Zsuzsannának, Nagy Hajnalkának és Becker Barbarának a kutatás során nyújtott segítségükért.

IRODALOM

Apprill A., McNally S., Parsons R., Weber L. (2015). Minor revision to V4 region SSU rRNA 806R gene primer greatly increases detection of SAR11 bacterioplankton. *Aquatic Microbial Ecology*, 75: 129-137.

Banciu H. L., Muntyan M. S. (2015). Adaptive strategies in the double-extremophilic prokaryotes inhabiting soda lakes. *Current Opinion in Microbiology*, 25: 73-79.

Boros E., Ecsedi Z., Oláh J. (2013). *Ecology and Management of Soda Pans in the Carpathian Basin*. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Balmazújváros

Boros E., Horváth Zs., Wolfram G., Vörös L. (2014). Salinity and ionic composition of the shallow soda pans in the Carpathian Basin. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 50: 59-69.

- Boros E., Pigniczki Cs., Sápi T., V.-Balogh K., Vörös L., Somogyi B. (2016). Waterbird-mediated productivity of two soda pans in the Carpathian Basin in Central Europe. *Waterbird*, 39: 388-401.
- Boros E., V.-Balogh K., Vörös L., Horváth Zs. (2017). Multiple extreme environmental conditions of intermittent soda pans in the Carpathian Basin (Central Europe). *Limnologica*, 62: 38-46.
- Boros E., Kolpakova M. (2018). A review of the defining chemical properties of soda lakes and pans: An assessment on a large geographic scale of Eurasian inland saline surface waters. *PLoS ONE* 13: e0202205.
- Chave K. E., Suess E. (1970). Calcium carbonate saturation in seawater: effects of dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 15: 633-637.
- Borsodi A., Márialigeti K., Szabó G., Palatinszky M., Pollák B., Kéki Zs., Kovács A. L., Schumann P., Tóth E. M. (2008). *Bacillus aurantiacus* sp. nov., an alkaliphilic and moderately halophilic bacterium isolated from Hungarian soda lakes. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 58: 845-851.
- Borsodi A., Szabó G., Rusznyák A., Vladár P., Pollák B., Makk J., Márialigeti K. (2010). Kiskunsági székek baktériumközösségeinek filogenetikai diverzitása. *Acta Biologica Debrecina Oecologica Hungarica*, 22: 87-98.
- Borsodi A., Pollák B., Kéki Zs., Rusznyák A., Kovács A. L., Spröer C., Schumann P., Márialigeti K., Tóth E. M. (2011). *Bacillus alkalisediminis* sp. nov., an alkaliphilic and moderately halophilic bacterium isolated from sediment of extremely shallow soda ponds. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 61: 1880-1886.
- Burow L. C., Kong Y., Nielsen J. L., Blackall L. L., Nielsen P. H. (2007). Abundance and ecophysiology of *Deffluviococcus* spp., glycogen-accumulating organisms in full-scale wastewater treatment processes. *Microbiology*, 153: 178-185.
- Csitári B., Szabó A., Bedics A., Becker B., Korponai K., Boros E., Vörös L., Somogyi B., Felföldi T. (2018). Adatok a szikes tavaink nitrogénforgalmában feltételezhetően szerepet játszó planktonikus baktériumok megismeréséhez. *Hidrológiai Közöny*, 98. évf. 1. szám. p. 71-76.
- Devos P., Ludwig W., Schleifer K., Withman W. B. (2011). Family IV. Paenibacillaceae. In: Vos P., Garrity G., Jones D., Krieg N. R., Ludwig W., Rainey F. A., Schleifer K., Whitman W. (szerk.): *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. Volume 3: The Firmicutes*. Springer, p. 269.
- Felföldi T., Somogyi B., Márialigeti K., Vörös L. (2009). Characterization of photoautotrophic picoplankton assemblages in turbid, alkaline lakes of the Carpathian Basin (Central Europe). *Journal of Limnology*, 68: 385-395.
- Hammer U. T. (1986). *Saline Lake Ecosystems of the World*. Springer Science & Business Media.
- Herlemann D. P., Labrenz M., Jürgens K., Bertilsson S., Waniek J. J., Andersson A. F. (2011). Transitions in bacterial communities along the 2000 km salinity gradient of the Baltic Sea. *The ISME Journal*, 5: 1571-1579.
- Keresztes Zs. Gy., Felföldi T., Somogyi B., Székely Gy., Dragoş N., Márialigeti K., Bartha Cs., Vörös L. (2012). First record of picophytoplankton diversity in Central European hypersaline lakes. *Extremophiles*, 16: 759-769.
- Korponai K., Somogyi B., Szabó A., Boros E., Vörös L., Felföldi T. (2015). Bíborbaktérium-közösség összetételének megismerése újgenerációs DNS-szekvenálási és tenyésztési technikák kombinálásával. *Hidrológiai Közöny*, 95. évf. 29-31.
- Korponai K., Szabó A., Somogyi B., Vörös L., Vajna B., Boros E., Felföldi T. (2016). A planktonikus bakteriális közösség szezonális alakulása különböző karakterű szikes tavakban. *Hidrológiai Közöny*, 96. évf. 44-52.
- Kozich J. J., Westcott S.L., Baxter N.T., Highlander S. K., Schloss P.D. (2013). Development of a dual-index sequencing strategy and curation pipeline for analyzing amplicon sequence data on the MiSeq Illumina sequencing platform. *Applied and Environmental Microbiology*, 79:5112-5120.
- Kumar S., Stecher G., Tamura K. (2016). MEGA7: molecular evolutionary genetics analysis version 7.0 for bigger datasets. *Molecular Biology and Evolution*, 33: 1870-1874.
- Máthé I., Borsodi A. K., Tóth E. M., Felföldi T., Jurcska L., Krett, G., Kelemen Zs., Elekes E., Barkács K., Márialigeti, K. (2014). Vertical physico-chemical gradients with distinct microbial communities in the hypersaline and heliothermal Lake Ursu (Sovata, Romania). *Extremophiles*, 18: 501-514.
- Oren A. (2008). Microbial life at high salt concentrations: phylogenetic and metabolic diversity. *Saline Systems*, 4: 2.
- Pascual J., García-López M., Bills G. F., Genilloud O. (2016). *Longimicrobium terrae* gen. nov., sp. nov., an oligotrophic bacterium of the under-represented phylum Gemmatimonadetes isolated through a system of miniaturized diffusion chambers. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 66:1976-1985.
- Pascual J., Foessel B. U., Geppert A., Huber K. J., Boedeker C., Luckner M., Wanner G., Overmann J. (2018). *Roseisolibacter agri* gen. nov., sp. nov., a novel slow-growing member of the under-represented phylum Gemmatimonadetes. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 68:1028-1036.
- Quast C., Pruesse E., Yilmaz P., Gerken J., Schweer T., Yarza P., Peplies J., Glöckner F. O. (2013). The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Research*, 41: D590-D596.
- Schloss P. D., Westcott S. L., Ryabin T., Hall J. R., Hartmann M., Hollister E.B., Lesniewski R. A., Oakley B. B., Parks D. H., Robinson C. J., Sahl J. W., Stres B., Thallinger G. G., Van Horn D. J., Weber C. F. (2009). Introducing mothur: open-source, platform-independent,

community-supported software for describing and comparing microbial communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 75: 7537-7541.

Somogyi B., Felföldi T., Vanyovszki J., Ágyi Á., Márialigeti K., Vörös L. (2009). Winter bloom of picoeukaryotes in Hungarian shallow turbid soda pans and the role of light and temperature. *Aquatic Ecology*, 43: 735-744.

Sorokin D. Y., van Pelt S., Tourova T. P., Evtushenko L. I. (2009). *Nitriliruptor alkaliphilus* gen. nov., sp. nov., a deep-lineage haloalkaliphilic actinobacterium from soda lakes capable of growth on aliphatic nitriles, and proposal of *Nitriliruptoraceae* fam. nov. and *Nitriliruptorales* ord. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 59: 248-253.

Sultanpuram V. R., Mothe T. (2016). *Salipaludibacillus aurantiacus* gen. nov., sp. nov. a novel alkali tolerant bacterium, reclassification of *Bacillus agaradhaerens* as *Salipaludibacillus agaradhaerens* comb. nov. and *Bacillus neizhouensis* as *Salipaludibacillus neizhouensis* comb. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 66: 2747-2753.

Szabó A., Korponai K., Kerepesi Cs., Somogyi B., Vörös L., Bartha D., Márialigeti K., Felföldi, T. (2017). Soda pans of the Pannonian steppe harbor unique bacterial communities adapted to multiple extreme conditions. *Extremophiles*, 21: 639-649.

Szabó A. (2018). *Szikes tavak planktonikus baktériumközösségeinek összehasonlító genomikai elemzése a környezeti változók tükrében*. Doktori disszertáció, Eötvös Loránd tudományegyetem, Mikrobiológiai Tanszék.

Tindall B. J., Rosselló-Mora R., Busse H. J., Ludwig W., Kämpfer P. (2010). Notes on the characterization of prokaryote strains for taxonomic purposes. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 60: 249-266.

Tóth A., Horváth Zs., Vad Cs. F., Zsuga K., Nagy S. A., Boros E. (2014). Zooplankton of the European soda pans: Fauna and conservation of a unique habitat type. *International Journal of Hydrobiology*, 99: 255-276.

Ventosa A., Nieto J. J. (1995). Biotechnological applications and potentialities of halophilic microorganisms. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 11: 85-94.

Zhang H., Sekiguchi Y., Hanada S., Hugenholtz P., Kim H., Kamagata Y., Nakamura, K. (2003). *Gemmatimonas aurantiaca* gen. nov., sp. nov., a Gram-negative, aerobic, polyphosphate-accumulating micro-organism, the first cultured representative of the new bacterial phylum *Gemmatimonadetes* phyl. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 53: 1155-1163.

A SZERZŐK



BEDICS ANNA Az Eötvös Loránd Tudományegyetem biológus mesterszakának másodéves hallgatója. Alapszakos szakdolgozatát mikroorganizmusok részvételével zajló karsztos barlangképződési folyamatokról írta, jelenleg diplomamunkáját az ELTE Mikrobiológiai Tanszéken Felföldi Tamás témavezetésével írja, amelynek során a Kárpát-medence szikes tavaiban élő planktonikus baktériumközösségek diverzitásának feltárását végzi, valamint a tavakból izolált baktériumtörzsekkel végzett sótolerancia vizsgálatokkal a só típusának sóstresszre adott válaszában betöltött szerepét vizsgálja.

CSITÁRI BIANKA Tanulmányait az Eötvös Loránd Tudományegyetem Környezettudományi Doktori Iskola hallgatójaként Felföldi Tamás és Székely Anna témavezetésével végzi, kutatási témája a hazai szikes tavak nitrogén körforgalmának feltárása.

SZABÓ ATTILA Biológus, az Eötvös Loránd Tudományegyetem Mikrobiológiai Tanszékén a Genomikai Laboratórium munkatársa. Kutatási területe a különféle környezetekben előforduló mikrobaközösségek összetételének feltárása, kapcsolatrendszereik vizsgálata. Elsősorban genomikai, metagenomikai módszerekkel és az ezekkel kapott adatok bioinformatikai és statisztikai elemzésével foglalkozik.

SZÉKELY ANNA J. Kutatóként dolgozik az Uppsalai Egyetem Evolúció és Genetika Tanszékének Limnológia programjában. Érdeklődési köre a mikrobiális ökológia, ezen belül fő kutatási témája a vírusok és mikrobák kölcsönhatásának a vizek baktériumközösségére kifejtett hatása. Emellett részt vesz az oktatásban az egyetemi kurzusok, valamint a posztgraduális képzések terén egyaránt.

BOROS EMIL Tudományos munkatárs, MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet. Az eurázsiai szikes, sós vizekkel és sekély tavakkal kapcsolatos limnológiai kutatások képezik fő tevékenységét. Ezen belül kiemelt témája az anyagforgalmi és trofikus kapcsolatok, a mezozooplankton, a makrogerinctelen és vízimadár közösségek kutatása, amelyben közel 20 éves szakmai tapasztalata van. Emellett tavak, vizes- és füves élőhelyek természetvédelmével, kezelésével és helyreállításával is foglalkozik, amiben több mint 25 éves gyakorlati tapasztalattal rendelkezik. A Magyar Hidrológiai Társaság Limnológiai Szakosztályának elnöke.

FELFÖLDI TAMÁS Biológus, PhD fokozatát az Eötvös Loránd Tudományegyetem Mikrobiológiai Tanszékén szerezte meg, az ELTE adjunktusa, a Genomikai Laboratórium vezetője. Jelenlegi kutatási területe természetes vizes élőhelyek mikrobiális ökológiáját és gerinctelenek molekuláris taxonómiáját öleli fel, amiket új fajok leírása egészít ki. Tagja a Magyar Hidrológiai Társaságnak.

Az urbanizáció hatása vízi makrogerinctelen közösségekre az Eger-patakon

Bozóki Tamás*, Csercsa András***, Krasznai-Kun Eszter Ágnes**, Várbíró Gábor***, Boda Pál***

* MTA ÖK GINOP Fenntartható Ökoszisztémák Csoport, 8237 Tihany Klebelsberg Kuno u. 3.

** MTA Duna-kutató Intézet Tisza-kutató Osztály, 4026 Debrecen, Bem tér 18/c.

*** University of South Bohemia, Faculty of Science, Department of Ecosystems Biology, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Czech Republic

Kivonat

A városok megjelenése és fejlődése a társadalom szempontjából számos előnnyel jár, azonban a városokban jelenlevő élővilágra káros hatásai lehetnek. Az urbanizált területeken keresztülfolyó vízfolyások vízi makrogerinctelen közösségét a legtöbb esetben kis térléptékben vizsgálták, ezért munkánk fő célja volt feltárni a városok hatását a vízi makrogerinctelen közösségek tér- és időbeli mintázatára, nagy térléptékben. A vizsgálati terület urbanizáltságának becsléséhez az UrbanizationScore software-t alkalmaztuk. Az urbanizáció mértékének változása meghatározza a közösség fajösszetételét, emellett negatív kapcsolatot mutattunk ki az urbanizáció mértékének változása és az érzékeny makrogerinctelen csoportok (EPT%) között. Az urbanizáció mértékének növekedése egyedszámszökkenést eredményezett szinte az összes táplálkozási csoport esetében. Vizsgálatunk során kimutattuk, hogy az urbanizáció negatív hatással van a vízfolyás biológiai minőségére. A Multimetrikus Macrozoobenton Indexcsalád (HMMI) alapján számított EQR értékeinek változása fordítottan arányos az urbanizáció mértékével. Azonban néhány esetben ez a hatás módosulhat, mert a városi környezet és a megváltozott körülmények, egy a vízfolyás többi szakaszához képest új jellegű élőhely létrejöttét eredményezik. Az itt jelenlevő makrogerinctelen közösségek fajgazdagsága megközelíti az alacsony minőségű vízfolyásokét, azonban a városi vízfolyások fajösszetétele nagyban különbözhet a természetes vízfolyások fajösszetételétől.

Kulcsszavak

Urbanizáció, fajgazdagság, funkcionális táplálkozási csoportok, városi vízfolyás, EQR, biológiai minőség.

Temporal and spatial dynamics in aquatic macroinvertebrate communities along a small urban stream

Abstract

Urbanization is an increasing threat to biodiversity. The effects of urbanization on the functional and taxonomic composition of macroinvertebrate assemblages were studied in two seasons along a small urban stream. Species composition was determined by urbanization. However, response of species richness could not be evidenced. Relative abundance of the sensitive macroinvertebrate groups (EPT%) was negatively related to urbanization. Almost all feeding groups showed a sharp decline in the number of specimens along the increase of urbanization. The study supports the view that urbanization has a negative effect on the biological quality of a stream, yet, this obvious impact can be overridden by different measures such as modification in streambed morphology. The altered conditions and new circumstances in urban environments lead to the creation of novel habitats, inhabited by macroinvertebrate communities with species richness approaching that of low impacted sites. However, species composition of these communities could be basically different from that of the natural ones.

Keywords

Urbanization, Species richness, Functional feeding group, City stream, EQR, Biological quality.

Jelen cikk, az azonos szerzősorrall megjelent angol nyelvű publikáció rövidített, magyar nyelvű változata (Ld. Bozóki, T. – Csercsa, A. – Krasznai-K, E.A. – Várbíró, G. – Boda, P. (2018) Temporal and spatial dynamics in aquatic macroinvertebrate communities along a small urban streams. *Environmental Earth Science*, 77(15): 559).

BEVEZETÉS

Az urbanizáció egy globális jelenség, ami a közeljövőben várhatóan csak növekedni fog (Chen és társai 2014). A társadalom szempontjából számos előnnyel szolgál a városok megjelenése és azok fejlődése, ugyanakkor káros hatással lehetnek a természetes élőhelyekre és az élővilágra nézve. Az eredeti (természetes) élőhelyek nagy változásokon mennek át a városok megjelenése és fejlődése következtében. A klíma, a talaj, a hidrológiai viszonyok, a fizikai és a kémiai változók lényeges különbséget mutatnak az urbanizált területek és az egyéb földhasználati területek között (Pickett és társai 2001). A városok folyamatos változása, fejlődése az élőlényeket alkalmazkodásra kényszeríti, mely nagy kihívást jelent számukra a változások rövid időperiódusai miatt.

Az ökológusok által az urbanizált területeken megfigyelt folyamatok, hatások és válaszok együttes rendszerét „Urban Stream Syndrome”-nak nevezték el, ami nem más, mint a városi környezet fizikai, kémiai és biológiai válasza az urbanizáció hatására (Meyer és társai 2005). A kisvízfolyások városi szakaszain is nagy változásokat okoz az Urban Stream Syndrome, hiszen megváltoznak a hidrológiai viszonyok és a medermorfológia, betöményednek a szennyezőanyagok és a tápanyagok. A változások következtében csökkenhet a biodiverzitás és előnybe kerülhetnek a nagy toleranciájú fajok (Walsh és társai 2005).

A vízi makrogerinctelenek különböző trofikus szinteken helyezkednek el a vízi élőlényközösségekben. Emellett jól ismertek az ökológiai igényeik, és életciklusuk elég

hosszú ahhoz, hogy kimutatható legyen általuk a környezeti tényezők változásainak hatása (*Metcalfé 1989, Resh és társai 1995, Metcalfé-Smith 1996*), így kisebb változásokat is jól indikálnak, ezért használják őket a felszíni vizek ökológiai állapotának értékelésében (*Collier és Clements 2011, Böhmer és társai 2004, Herring és társai 2004*). Az élőlényközösségek fajösszetételében és diverzitási mintáztatának kialakításában elsődleges szerepe van az élőhelyek közvetlen környezetének (*Heino és társai 2004*). Emellett a makrogerinctelen közösségeknek jellegzetes időbeli dinamikája van, melyek lehetővé teszik szezonális összehasonlításukat (*Luo és társai 2017*). Az egy éven belüli életciklusbeli változások hatással vannak a közösség struktúrájára és befolyásolják a vízterek ökológiai állapotértékelésének eredményét (*Johanson és társai 2012*). Ennek ellenére csupán néhány tanulmány foglalkozik a vízi makrogerinctelen közösségek időbeli változásával urbanizált területen keresztülhaladó vízfolyásokban (*Luo és társai 2017, Martins és társai 2017*). Egy vízfolyás adott szakaszán az élőhelytípusok száma és elhelyezkedése még nagy térleptékben is befolyásolja a közösség összetételét. Korábbi kutatások során már kimutatták, hogy az urbanizáció mértékének a növekedésével csökken az érzékeny taxonok (pl. Ephemeroptera – kérészek, Plecoptera – alkérészek, Trichoptera – tegzesek) aránya. Azonban lényegesen kevesebb információnk van arról, hogy egy kisvízfolyás esetében az urbanizáció milyen válaszreakciót vált ki a különböző taxonómiai szinteken, mint pl. a család, a faj, illetve a funkcionális csoportok szintjén.

A városok térbeli szerkezete jól tükrözi a modern emberek elvárásait és igényeit (*Seto és társai 2010, Ramalho és Hobbs 2012*). A városokban a hagyományos városszerkezeten túl egyre több nyílt területet és zöldövezetet hoznak létre, ezzel mozaikossá téve a város képét. Ez a mozaikosság nyomon követhető a városokon keresztülhaladó vízfolyásokban is. Így túl egyszerűnek tűnik az a feltételezés, hogy az urbanizáció hatása egy a vízfolyás mentén egyre erősebb a külterületről a belváros felé és onnan tovább (*Ramalho és Hobbs 2012*). Úgy gondoljuk, hogy a városszerkezet miatt az urbanizáció mértéke változik a vízfolyás mentén, ezért a vízfolyás állapota és a vízi makrogerinctelen közösségek mintázata nem a vízfolyás mentén változik, hanem elsősorban a város mozaikosságából eredő tájhasználati (urbanizációs) változások határozzák meg a közösségek mintázatát.

CÉLKITŰZÉS

Vizsgálatunk célja, feltárni az urbanizáció hatásait a vízi makrogerinctelen közösségek funkcionális és taxonómiai összetételére egy városon keresztülhaladó vízfolyáson.

Fő kérdéseink a következők:

i) Hogyan befolyásolja az urbanizáció mértéke a vízi makroszkopikus gerinctelen közösségek fajösszetételét és diverzitását, valamint az ökológiai állapotot egy városi kisvízfolyásban? Kimutathatók-e szezonális különbségek a közösségek összetételében, diverzitási mutatóikban és az ökológiai állapotban? Milyen fő környezeti változók, melyek befolyásolják a makrogerinctelen közösségek mintázatát?

ii) Hogyan reagálnak a funkcionális és taxonómiai csoportok az épített környezet kisléptékű változásaira városi közegben?

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálati terület

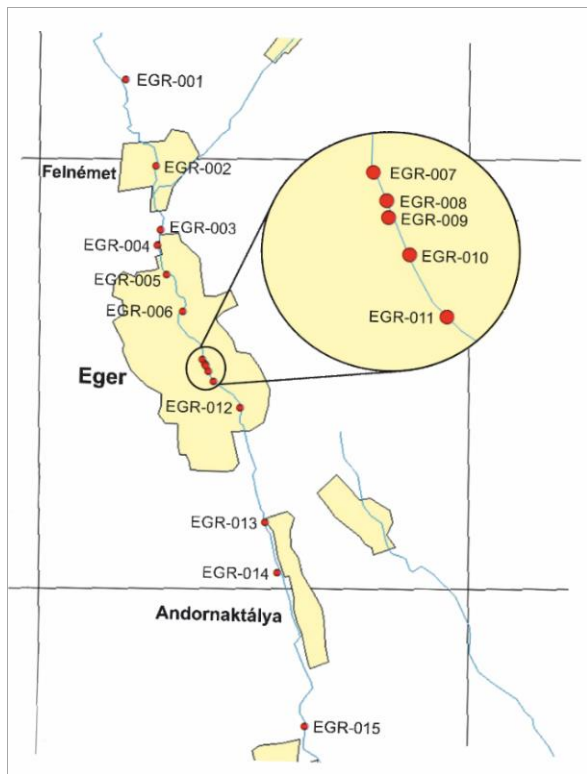
Vizsgálatunkat az Eger-Laskó-Csincse vízrendszeréhez tartozó Eger-patakon végeztük el. A Balaton közszeg közelében elhelyezkedő forrása és a Kiskörei-víztározóba való torkollása között több kisebb-nagyobb települést érint a vízfolyás. A települések közül mérete miatt kiemelkedő Eger városa, mely a legnagyobb terhelést jelenti a patakra. A Vízyűjtő Gazdálkodási Tervben az Eger városán keresztülhaladó és a vízfolyás iránya szerint alatta levő szakasz erősen módosított besorolást kapott, azonban a város feletti szakaszt természetközeli állapotúnak minősítették.

Terepi mintavételek

Az Eger-patak Almár és Nagytálya települések közötti szakaszán, 15 mintavételi ponton (1. ábra) végeztünk vízi makrogerinctelen mennyiségi mintavételeket 2014. május 10-én és augusztus 30-án. Ahhoz, hogy végig haladhassunk egy urbanizációs gradiensen, a mintavételi pontok kijelölése során arra törekedtünk, hogy a mintavételi pontok urbanizációs struktúrájukban minél eltérőbbek legyenek. A mintavételek során az AQEM mintavételi protokollt követtük (*AQEM Consortium 2002*). A vízi makrogerincteleneket 10 taxonómiai csoportra válogattuk (Gastropoda, Bivalvia, Hirudinea, Crustacea, Ephemeroptera, Odonata, Heteroptera, Coleoptera, Trichoptera és Diptera), majd specialisták segítségével a lehető legalacsonyabb taxonómiai szintig azonosítottuk. Az alábbi környezeti változók mérését végeztük el a makrogerinctelen mintavételekkel egyidőben, mindkét évszakban, minden mintavételi ponton: vízhőmérséklet; vezetőképesség; pH; vízkémiai változók (oldott O_2 ; NO_2^- ; NH_4^+ és PO_4^{3-}). A domináns aljzattípusokat és azok százalékos eloszlását vizuálisan értékeltük az AQEM mintavételi protokollt (*AQEM Consortium 2002*) követve. Továbbá a medermódosítás mértékét egy 3 pontos skálán értékeltük (1: nincs medermódosítás; 2: részleges medermódosítás; 3: teljes medermódosítás).

Urbanizációs Index

Az urbanizáltság mértékét minden egyes mintavételi szakasz esetében az „UrbanizationScore” program segítségével végeztük (*Seress és társai 2014*), mely félautomata módszerrel generál egy pontszámot, mely az urbanizáltság mértékét mutatja. Az urbanizáció mértékének számszerűsítését a program 4 változó alapján végzi: épületek-, erdő-, egyéb növényzet- és útburkolatok borítottsága, mely változókat a mintavételi pont körül egy 1x1 km-es (UI 500) területen vizsgál. Az 1x1 km-es vizsgálati terület mellett 2x2 km-es (UI 1000) és 300x300 m-es (UI 150) területen is vizsgáltuk az urbanizáció mértékét, de ezeket az eredményeket csak a redundanciaanalízis során használtuk fel. A változók pontszámát főkomponens-analízissel (PCA) kombinálja a program, és így generál egy urbanizációs indexet. Minél magasabb az urbanizációs index értéke, annál nagyobb az urbanizáció mértéke az egyes mintavételi pontokon.



1. ábra. Mintavételi helyek az Eger-patakon

Figure 1. Map of the study area and location of the sampling sites

Adatok elemzése

Az urbanizációs index értékeit és a vízkémiai adatokat $\log(x+1)$, a medermorfológiai változókat $\arcsin\%$, míg az egyedszámadatokat Hellinger-transzformációval standardizáltuk (Legendre és Gallagher 2001). A vízi makrogerinctelenek abundancia adatai és a környezeti változók adatai esetében redundanciaanalízist (RDA) végeztünk. A környezeti változók szezonális különbségeit ANOSIM módszerrel elemeztük. A vízi makrogerinctelen közösségek taxonómiai összetételénél a fajszámot, az egyedszámot, a Shannon diverzitási mutatókat vizsgáltuk. A funkcionális csoportoknál az EPT% (Ephemeroptera (kérész), Plecoptera (álgérész), Trichoptera (tegzes) taxonok), EPTCOB% (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera (vízibogarak), Odonata (szitakötők), Bivalvia (kagylók) taxonok) és a funkcionális táplálkozási csoportok változásait elemeztük. Az egyes mintavételi pontokon a vízfolyás állapotának értékeléséhez a Hungarian Multimetric Macrozoobenton Index (HMMI) minősítési rendszert alkalmaztuk. Az urbanizáció mértékének a növekedésére adott válaszreakciók alapján (hogyan reagál az adott csoport milyen érzékenyen az urbanizáció mértékének a növekedésére) értékeltünk minden taxonómiai és funkcionális csoportot. Az analízisekhez a CANOCO 5 (Ter Braak és Šmilauer 2012) és a PAST (Hammer és társai 2001) szoftvercsalád programjait használtuk.

EREDMÉNYEK

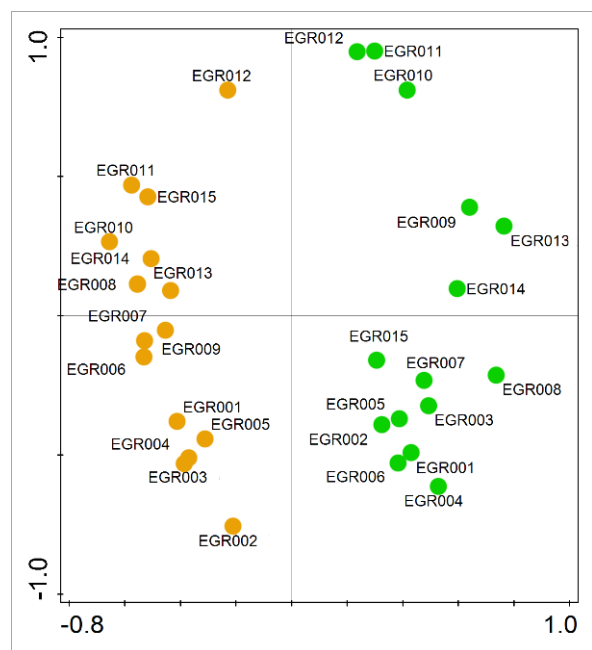
Faunisztikai eredmények

A mintavételezések során 48 881 vízi makro-gerinctelen egyedeket gyűjtöttünk, melyek 82 taxonhoz tartoznak.

Legtöbb esetben (74) faji szintig történt az azonosítás, azonban egyes esetekben (túl fiatal vagy sérült egyed) a fajszintű azonosítás nehézségekbe ütközött, így magasabb taxonómiai szinten (genus, család) volt lehetséges a besorolás. Faunisztikai szempontból kiemelhetők a *Halesus radiatus* és az *Athripsodes cinereus* tegzes fajok, melyek előfordulása a Bükk-hegységben ritka, a teljes fajlista Csercsa és társai (2015) által írt cikkben megtekinthető.

Környezeti változók

Negatív kapcsolatot találtunk a környezeti változók és az urbanizációs index között (Lineáris regresszió, $R^2=0.293$). A mért környezeti változók adatsorában szignifikáns különbséget mutattunk ki a két évszak között (ANOSIM módszerrel, euklideszi távolságot alkalmazva, $p<0.05$; 2. ábra).



2. ábra. A környezeti változók közötti szezonális különbségek vizsgálata ANOSIM módszerrel

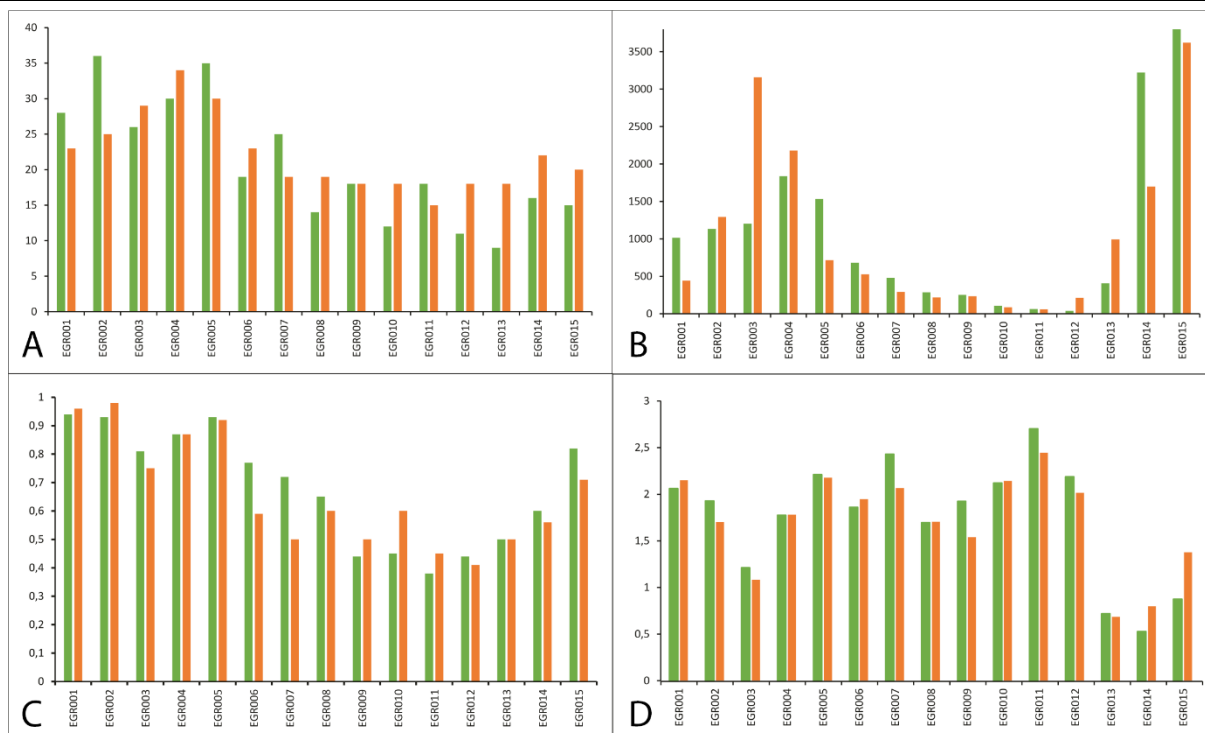
(zöld pontok a tavaszi, míg a barna pontok az őszi mintavételi helyek adatait tükrözik)

Figure 2. Seasonal difference of the environment data analysed by ANOSIM method

(green points refer to the spring data, while brown points refer to the autumn data.)

Fajszám, egyedszám, EQR, Diverzitás

Mind a fajszám, az egyedszám és az EQR értékeinek változása hasonló tendenciát mutat a vízfolyás mentén végig haladva. A vízfolyásnak a városba való belépését követően az értékek növekednek (EGR005 mintavételi pontig), majd egy csökkenés tapasztalható, és a városból kilépő vízfolyásban ismét növekvő értékek figyelhetők meg. A mintavételi pontokon a Shannon diverzitási érték ettől a tendenciától eltér. Azokon a mintavételi szakaszon a legnagyobb diverzitás, ahol bár kisebbnek tekinthető a fajszám, de a közösségben nem figyelhető meg egy vagy kevés faj egyedszámbeli dominanciája, így a közösséget alkotó fajok relatív abundancia értékei alig különböznek (3. ábra).

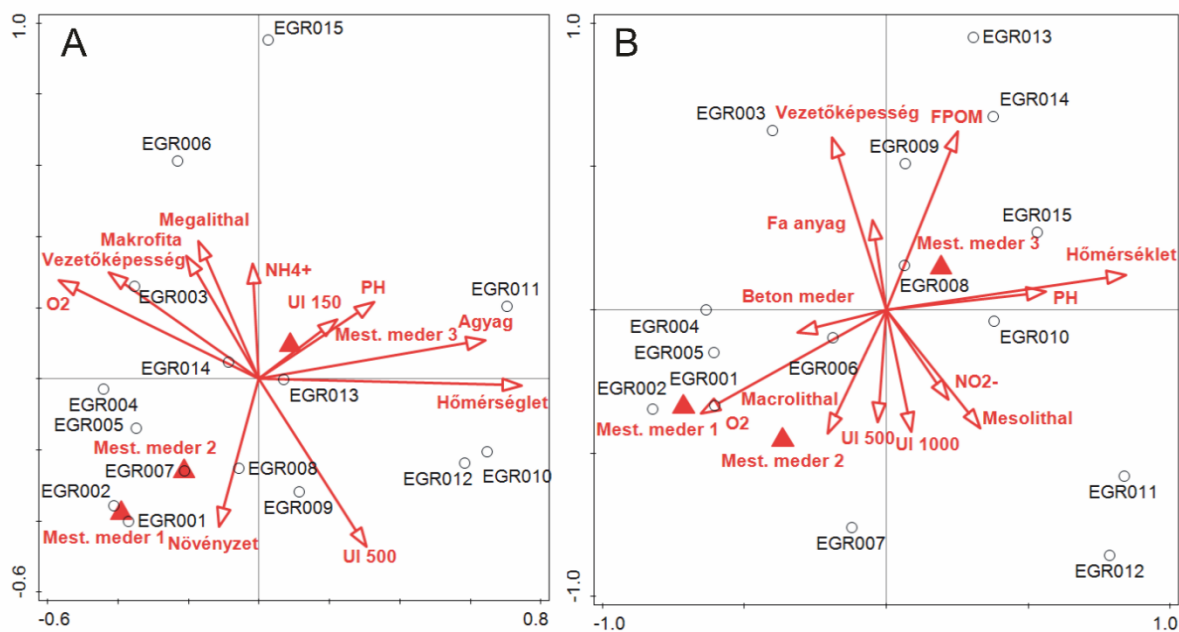


3. ábra. A mintavételi pontokon gyűjtött vízi makrogerinctelenek tér- és időbeli változása a fajok száma: **A**, az egyedek száma: **B**; a mintavételi pontok EQR értékei: **C**; és a Shannon diverzitási metrika értékei: **D** alapján (A zöld oszlopok a tavaszi, míg a barna oszlopok az őszi eredményeket mutatják be.)
 Figure 3. Spatial and temporal variation in number of species: **A**, abundance: **B**, EQR: **C** and Shannon diversity along the urban stream (green columns refer to the spring data, while brown columns refer to the autumn data)

A környezeti változók és a makrogerinctelen közösség kapcsolata

A redundanciaanalízis során mindkét évszakban a magyarázó tényezők a teljes variancia 100%-át magyarázták.

Mindkét évszakban a fő magyarázó tényezők az oldott oxigén koncentrációja és a víz hőmérséklete voltak. A két változó együtt tavasszal a teljes variancia 54,3%-át, míg őszen 53% -át magyarázták (4. ábra).



4. ábra. A környezeti változók és vízi makrogerinctelen közösségek taxonómiai összetételére végzett RDA elemzés ábrája a tavaszi: **A** és az őszi: **B** időszakban. UI: urbanizációs index
 Figure 4. RDA plot of environmental variables (water chemistry, stream bed morphology, stream bed modification and Urban Indices) and species composition data in spring (A) and autumn (B). UI Urban index

Az urbanizáció hatásai

Mindkét évszakban pozitív kapcsolatot találtunk az urbanizáció mértéke és a Shannon diverzitás között (tavasz:

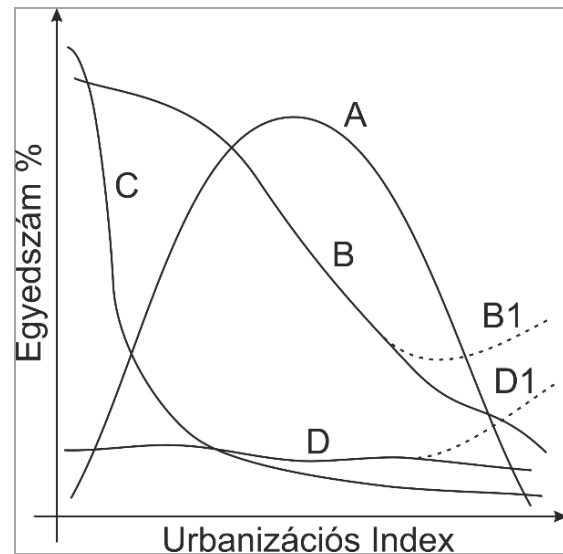
$R^2=0.48$; őszi: $R^2=0.32$), negatív kapcsolatot találtunk a fajszerkezet és az urbanizáció mértéke között (tavasz: $R^2=0.32$; őszi: $R^2=0.53$), valamint negatív összefüggést találtunk az

érzékeny taxonok és az urbanizáció mértéke között (EPT% tavasz: $R^2=0.2327$, őszi: $R^2=0.5348$; EPTCOB% tavasz: $R^2=0.3092$, őszi: $R^2=0.4394$).

A családok és jellegcsoportok toleranciagörbéi alapján, az egyes csoportok eltérően reagálnak az urbanizáció mértékének a növekedésére. Az Erpobdellidae és az Elmidae családok toleranciája haranggörbét mutat (5. ábra A). A Hydropsychidae, Gomphidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Ephemeridae, Heptageniidae, Chironomidae és Gammaridae családok esetében, minél nagyobb az Urbanizációs Index, annál kisebb az egyedszám (5. ábra B). A Chironomidae és Lymnaeidae családok már kis urbanizációs terhelés mellett nagy egyedszámcsökkenést mutatnak (5. ábra C). Ezek mellett a legtöbb Odonata, Trichoptera, Diptera és Mollusca családok eleve alacsony egyedszámmal voltak jelen a vízfolyásban és az urbanizáció mértékének a változása nem befolyásolta az egyedszámértékeket (5. ábra D). Azonban a Baetidae és a Simuliidae családok esetében a nagymértékű urbanizációs terhelés egyedszám-növekedést eredményezett (5. ábra B1 és D1). A táplálkozási csoportok évszaktól függetlenül negatívan reagáltak az urbanizáció mértékének növekedésére (5. ábra C).

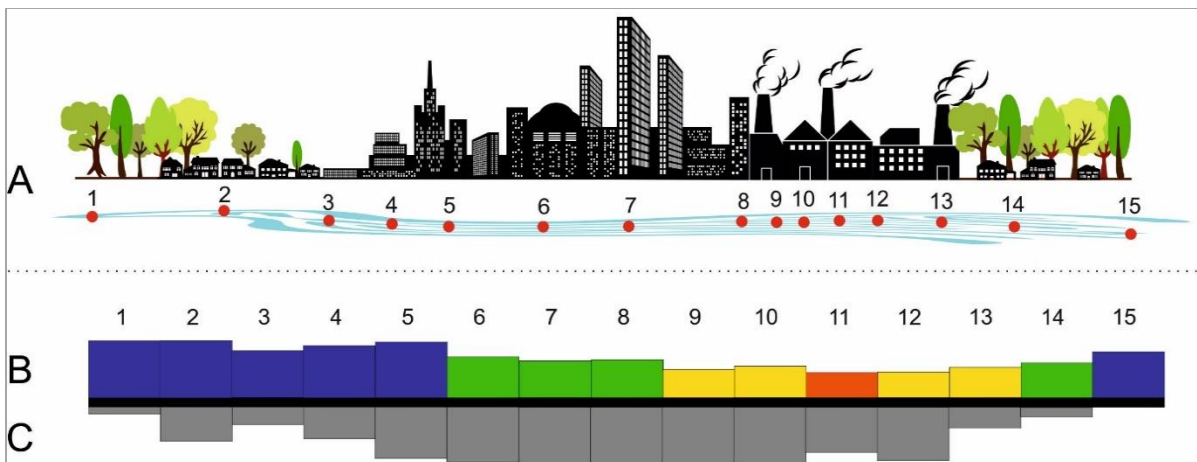
Eger városának térbeli elrendeződését egy sematikus ábrán mutatjuk be (6. ábra A). A mintavételi helyek EQR értékeinek változását a 6. ábra B mutatja be, melyen az oszlopok magassága az EQR értékeket tükrözi, míg a színük

a biológiai állapotot jelzik. Az urbanizációs index mértékét a 6. ábra C oszlopainak magassága mutatja be, minél magasabb az oszlop, annál nagyobb az urbanizációs index.



5. ábra. Az urbanizáció mértékének növekedésére adott válaszreakciókat jelző sematikus toleranciagörbék a különböző funkcionális és taxonómiai csoportoknál. A tengelyek értékei a nyíl irányába növekednek

Figure 5. Schematic curves of taxonomical and functional groups in response to increase urbanization rate. Values are increasing along axes



6. ábra. Eger város és a mintavételi pontok sematikus ábrája: A, az EQR: B, és az Urbanizációs Index: C változása az Eger-patak Eger városán keresztülhaladó szakaszán

Figure 6. Schematic depiction of spatial arrangement of the studied city and the relative position of the sampling sites (A), variation in EQR of the sampling sites (B) colours refers to the ecological status, heights of the columns refers to the exact value of the EQR), and variation in the urbanization along the city (C) higher the column, the higher is the urbanization)

ÖSSZEFOGLALÁS ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

A városok számának és területének növekedése és a környékükre gyakorolt növekvő befolyása miatt egyre inkább szükséges az urbanizáció tér és időbeli hatásainak vizsgálata a városokon keresztülhaladó vízfolyásokban. Vizsgálatunk során bebizonyítottuk, hogy a makrogerinctelen közösségek fajösszetételét befolyásolja az urbanizáció, azonban nem tudtuk igazolni, hogy az urbanizáció mértéke meghatározza-e a közösség fajszámát. A vártaknak megfelelően negatív kapcsolatot mutattunk ki az érzékeny taxonok jelenléte és az urbanizáció mértékének a növekedése között, azonban nem csak az EPT%, hanem az EPTCOB% is csökkent az urbanizációs gradiens mentén.

Eredményeink azt mutatják, hogy a legtöbb taxonómiai csoport és funkcionális táplálkozási csoport egyedszáma az urbanizáció mértékének a növekedése mellett csökkenő tendenciát mutat. Mindamellett, hogy negatív kapcsolatot mutattunk ki az urbanizáció mértéke és a makrogerinctelenek abundanciája között, a biológiai minősítés értékszámmal (EQR) és a biológiai állapottal is negatív kapcsolatban van az urbanizáció mindkét évszakban. A szezonális változások ellenére, jelentős különbséget nem mutattunk ki az EQR-ban és a biológiai állapotban a két évszak között, melynek oka a környezeti tényezők minimális változása a két évszak között. Az urbanizáció negatív hatással van a vízi makrogerinctelen közösségekre,

de az urbanizáció következtében jelentősen módosult mederben egy egészen más makrogerinctelen közösség alakul ki. Az így megváltozott közösségszerkezet nem minden esetben jelez állapotromlást.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönet illeti Vojtkó E. Annát (MTA Ökológiai Kutatóközpont, South Bohemia Egyetem) és Bajka Endrét (MTA Ökológiai Kutatóközpont) a terepi munkában nyújtott segítségükért, valamint Ficsor Márkot a makrogerinctelenek azonosításában nyújtott segítségével. A vizsgálatot a GINOP (Gazdaságfejlesztési és Innovációs Program) 2.3.3-15-2016-00019 támogatta.

IRODALOMJEGYZÉK

AQEM Consortium (2002). Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.

https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&ved=2ahUKEwjT0_fl6pXkAh-VxpIsKHZ2kD1MQFjACegQI-ABAC&url=http%3A%2F%2Fwww.life-inhabit.it%2Fcnr-irsa-activities%2Fit%2Fdownload%2Ftutti-file%2Fdoc_download%2F15-aqem-manual&usg=AOvVaw1aHoZJOvXh7p5QdwF7fLlf

Böhmer J., Rawer-Jost C., Zenker A. (2004). Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. In: Hering, D., Verdonschot, P., Moog, O., Sandin, L. (Eds.) *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*, Springer, Dordrecht, pp. 215-228. ISBN 978-94-007-0993-5.

Chen M., Zhang H., Liu W., Zhang W. (2014). The global pattern of urbanization and economic growth: evidence from the last three decades. *PloS One*. 9(8): e103799.

Collier K.J., Clements B.L. (2011). Influences of catchment and corridor imperviousness on urban stream macroinvertebrate communities at multiple spatial scales. *Hydrobiologia* 664(1): 35-50.

Csercsa A., Bozóki T., Krasznai E., Ficsor M., Várbiró G. (2015). Contribution to the aquatic macroinvertebrate fauna of the Eger-patak (Eger stream) in North Hungary. *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis*. 39: 5-16.

Hammer Ř., Harper D.A.T., Ryan P.D. (2001). PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. 4: 9.

Heino J., Louhi P., Muotka T. (2004). Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. *Freshwater Biology*. 49(9): 1230-1239.

Hering D., Verdonschot P.F.M., Moog O., Sandin L. (2004). Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*. 516: 1-20.

Johanson R.C., Carreiro M.M., Jin H.S., Jack J.D. (2012). Within-year temporal variation and life-cycle seasonality affect stream macroinvertebrate community structure and biotic metrics. *Ecological Indicators*. 13(1): 206-214.

Legendre P., Gallagher E.D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*. 129(2): 271-280.

Luo K., Hu X., He Q., Wu Z., Cheng H., Hu Z., Mazumder A. (2017). Impacts of rapid urbanization on the water quality and macroinvertebrate communities of streams: A case study in Liangjiang New Area, China. *Science of The Total Environment*. 1601-1614.

Martins R.T., Couceiro S.R., Melo A.S., Moreira M.P., Hamada N. (2017). Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological Indicators*. 73: 480-491.

Metcalfe J.L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*. 60(1-2): 101-139.

Metcalfe-Smith J.L. (1996). Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In: *River Restoration*, Petts G. és P. Calow (ed.), Blackwell Science, Oxford, UK, pp. 17-59.

Meyer J.L., Paul M.J., Taulbee W.K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*. 24(3): 602-612.

Pickett S.T., Cadenasso M.L., Grove J.M., Nilon C.H., Pouyat R.V., Zipperer W.C., Costanza R. (2001). Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual review of ecology and systematics*. 32(1): 127-157.

Ramalho C.E., Hobbs R.J. (2012). Time for a change: dynamic urban ecology. *Trends Ecology Evolution*. 27(3): 179-188.

Resh V.H., Norris R.H., Barbour M.T. (1995). Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*. 20(1): 108-121.

Seress G., Lipovits Á., Bókony V., Czúni L. (2014). Quantifying the urban gradient: a practical method for broad measurements. *Landscape Urban Plan*. 131: 42-50.

Seto K.C., Sánchez-Rodríguez R., Fragkias M. (2010). The new geography of contemporary urbanization and the environment. *Annual Review of Environment and Resources*. 35: 167-194.

Ter Braak C.J.F., Šmilauer P. (2012). Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power. Ithaca.

Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M., Morgan II R.P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*. 24(3): 706-723.

A SZERZŐK

BOZÓKI TAMÁS 2018-ban a Debreceni Egyetem Hidrobiológia MSc képzésén szerezte diplomáját. Jelenleg az MTA ÖK GINOP Fenntartható Ökoszisztémák Csoport tudományos segédmunkatársa. Vízi makrogerinctelen közösségek és metaközösségek térbeli és időbeli mintázatát vizsgálja időszakos és állandó vízfolyásokban. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja.

CSERCSEA ANDRÁS A České Budějovice-i South Bohemia Egyetem PhD hallgatója. PhD munkájában makrogerinctelenek préda-ragadozó kapcsolatát vizsgálja, kísérletes módszerekkel.

KRASZNAI-KUN ESZTER ÁGNES Az MTA Duna-kutató Intézet, Tisza-kutató Osztályának fiatal kutató munkatársa. Hidroökológiai tanulmányai során a vízbogarakra (Coleoptera) és a rákokra (Crustacea) csoportokra specializálódik. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja.

VÁRBÍRÓ GÁBOR Az MTA Duna-kutató Intézet, Tisza-kutató Osztályának tudományos munkatársa. Kutatási területe az álló- és folyóvízi rendszerek élőlényközösségeinek diverzitási, valamint tér és időbeli változásainak vizsgálata. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja.

BODA PÁL Az MTA Duna-kutató Intézet, Tisza-kutató Osztályának tudományos munkatársa. Fő kutatási területe a Tisza-völgy makroszkopikus vízi gerinctelen közösségeinél és metaközösségeinél a taxonómiai és funkcionális diverzitás, továbbá a térbeli és időbeli változások feltárása. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja, a Limnológiai Szakosztály titkára.

Előzetes adatok a Retezat-hegység néhány magashegységi tavának fitoplankton vizsgálatáról

Király Edit*, Korponai János****, Padisák Judit***, Selmeczy Géza Balázs*

* Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Limnológia Intézeti Tanszék, 8200 Veszprém, Egyetem u. 10.

** MTA-PE Limnoológiai Kutatócsoport, 8200, Veszprém, Egyetem u. 10.

*** Nemzeti Közszolgálati Egyetem, Vízudományi Kar, Vízellátási és Csatornázási Tanszék, 6500 Baja, Bajcsy-Zsilinszky utca 12-14.

Kivonat

A Retezat-hegység a Déli-Kárpátokban helyezkedik el, Romániában. A terület alapvetően kevésbé kutatott, a legjellegzetesebb tavakról is többnyire hiányoznak a fitoplankton közösség leírására vonatkozó mennyiségi és minőségi adatok. Munkánk során 6 tavat (Zanoaga, Bucura, Florica, Viorica, Ana, Lia) vizsgáltunk 2017. szeptemberében, melyekből felszíni fitoplankton mintát vettünk, valamint a tó mélységétől függően további pontmintákat 5 méterenként egészen az üledékig. A fitoplankton összetétel vizsgálata Lugol oldattal tartósított mintákból történt, fordított mikroszkóppal. Az egyedeket azok azonosítása és a biomassa meghatározása után funkcionális csoportokba soroltuk. R környezetben végzett PCoA elemzés során a tavak mélységük alapján különültek el. A Florica, Viorica, Lia sekély tavak, fitoplanktonjára jellemzőek az **X2** és **X3** csoportba tartozó fajok, úgymint a *Chrysochromulina parva* és a *Pseudokephyrion tatricum*. Az Ana, Bucura, Zanoaga tavak legalább 11 méter mélyek és a fitoplankton közösségben az **Lo** és **Y** kodonok dominálnak, melyeket *Peridinium* fajok és *Cryptomonas* sp. képvisel.

Kulcsszavak

Retezat; Déli-Kárpátok; fitoplankton; biomassa; funkcionális csoport; PCoA.

Preliminary data of the phytoplankton composition of some high mountain lakes in Retezat Mountains

Abstract

The Retezat Mountains are located in the Southern Carpathians in Romania. Scarce research has been carried out on this area; quantitative and qualitative data of the phytoplankton community are missing even for the most characteristic lakes. Altogether 6 lakes were investigated (Zanoaga, Bucura, Florica, Viorica, Ana, Lia) in September 2017. Phytoplankton samples were taken from the surface of the water and depending on the depth of the lakes, additional samples were taken at 5-m increments down to the sediment. The composition of the phytoplankton community was analysed with an inverted microscope from Lugol-fixed samples. Following the taxa identification and the calculation of the biomass, the identified taxa were classified into functional groups. Statistical analysis was carried out in R environment. The lakes separated into two groups according to their depths in the PCoA analysis. Lakes Florica, Viorica and Lia are shallow and their phytoplankton community are characterised by the species of **X2** and **X3** functional groups, such as *Chrysochromulina parva* and *Pseudokephyrion tatricum*. Lakes Ana, Bucura and Zanoaga are at least 11 meters deep and **Lo** and **Y** coda were dominant in these lakes, represented by *Peridinium* spp. and *Cryptomonas* sp.

Keywords

Retezat; Southern Carpathians; phytoplankton; biomass; functional groups; PCoA.

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

A Retezat-hegység a Déli-Kárpátokban, Romániában helyezkedik el. A Godján-hegységcsoport része, annak északkeleti részén található. Északon 30, míg délen 25 km széles, legmagasabb csúcsa pedig a 2509 méteres Pelága. A hegység negyed része 2000 m feletti, az itt található tengerszemek zöme 2000-2200 m között helyezkedik el (Pinczés 2017).

A magashegységi tavak speciális élőhelyek, amelyek jellemzően az utolsó eljegesedéskor, a glaciális erózióknak köszönhetően jöttek létre (Catalan és társai 2006). Habár magashegyi környezetben ezek a tavak viszonylag gyakori vízi ökoszisztémák, vizsgálatuk nem mondható általánosnak leginkább elszigeteltségük és rövid vegetációs periódusuk miatt. A magashegyi tavak az utóbbi néhány évtizedben kerültek jobban az érdeklődés középpontjába, mivel általában érzékenyen reagálnak a klímaváltozás hatásaira, valamint más antropogén hatásokra; továbbá a leginkább elszigetelt tavak igen jól használhatóak referencia értékek meghatározására. A Kárpátokban található tengerszemek fitoplankton közösségének leírására vonatkozó

mennyiségi és minőségi adatokat tartalmazó tanulmányról nincs tudomásunk; azonban több kutatás létezik, amelyek az itt található tavakat vizsgálja. Ezek többnyire paleolimnológiai, illetve nyíltvízi táplálékhálózatok leírását célzó kutatások (Straškrábová és társai 2006, Buczkó és társai 2013, Kövér 2016).

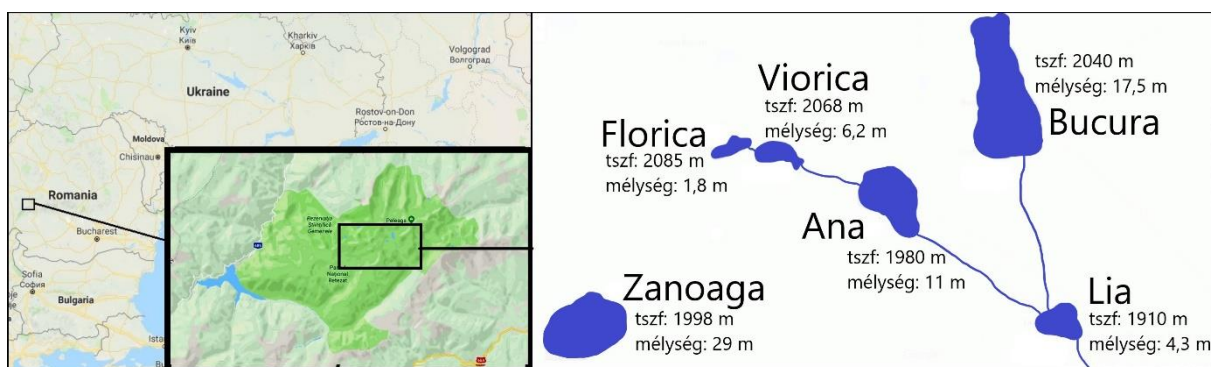
Kutatásunk célja a Retezat hegységben található néhány tó fitoplankton közösségének felmérése és összehasonlítása volt.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Munkánk során hat, a Retezat hegységben elhelyezkedő tavat (Zanoaga, Bucura, Florica, Viorica, Ana, Lia) vizsgáltunk 2017 szeptemberében (1. ábra). Minden esetben felszíni fitoplankton mintát gyűjtöttünk, valamint a tavak mélységétől függően további pontmintákat 5 méterenként egészen az üledékig. A mintákat Lugol-oldattal fixáltuk a helyszínen, majd a fixált minták tárolása sötét üvegben, sötét szekrényben történt a mikroszkópos vizsgálatig. A mintákban 400 ülepedési egységet (sejt, fonal,

kolónia) számoltunk meg fordított mikroszkóp segítségével (*Utermöhl 1958*). A sejtek térfogatának kiszámításához a rájuk legjobban hasonlító geometriai formát használtuk (*Hillebrand és társai 1999*). Az egyedek lemerését követően a biomasz meghatározása a Counter 2 szoft-

ver segítségével, a $1 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1} = 1 \text{ mgL}^{-1}$ konverziós faktort felhasználva történt. A fajokat ezután funkcionális csoportokba soroltuk (*Reynolds és társai 2002, Padisák és társai 2009*). Az adatok elemzése, főkoordináta analízise (PCoA) R környezetben (*R Core Team 2015*) történt.



1. ábra. A vizsgált tavak elhelyezkedése, illetve azok legnagyobb mélysége és tengerszint feletti magassága (tszf)
(Megjegyzés: a térkép forrása Google Maps)

Figure 1. Location, depth and altitude of investigated lakes
(Note: Source of map is Google Maps)

EREDMÉNYEK

A fitoplankton összetétel vizsgálata során a hat tóban 72 taxont sikerült azonosítani, amelyek 17 Reynolds-féle funkcionális csoportba (FG) sorolhatók.

A Florica tóban 17 taxont határoztunk meg, a biomasz pedig $37 \mu\text{gL}^{-1}$ volt. A tóban az X2 kodon volt domináns, melyben a *Chrysochromulina parva* fordult elő legnagyobb mennyiségben (1. táblázat).

1. táblázat. A teljes biomasz minimum 5%-át adó fajok mennyisége a Florica, Viorica, Ana és Lia tavakban
Table 1. Biomass of species that give at least 5% of the total biomass in Lakes Florica, Viorica, Ana and Lia

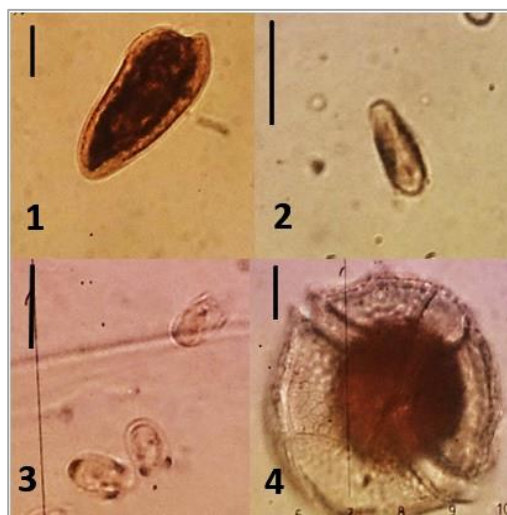
Faj neve	kodon	Florica		Viorica		Ana			Lia
		felszín	5 m	felszín	5 m	felszín	5 m	10 m	felszín
biomasz (μgL^{-1})									
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	F	-	-	-	-	-	-	10,0	-
<i>Elakatothrix genevensis</i> (reverdini) Hindák	F	-	-	-	-	-	-	7,8	-
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	F	-	-	-	-	-	-	4,8	-
<i>Chrysochromulina parva</i> Lackey	X2	22,6	5,4	-	-	-	-	-	25,0
egyéb chrysoflagellata	X2	-	-	-	-	-	-	-	4,3
<i>Chromulina</i> sp.	X3	8,0	5,3	7,9	-	-	-	-	-
<i>Pseudokephyrion tatricum</i> (Juris) Starmach	X3	-	18,9	27,2	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> sp.	Y	-	4,5	15,4	250,2	211,1	42,4	-	-
<i>Gymnodinium cnecoides</i> T. M. Harris	Y	-	-	-	34,1	27,2	-	-	-
<i>Peridinium cinctum</i>	L ₀	-	-	-	112,8	67,9	-	-	-
Teljes biomasz (μgL^{-1})		37	48	57	434	328	73	47	
Taxonszám		17	15	14	16	15	17	26	

A tóban Chrysophyta ciszták is jelen voltak $18 \mu\text{gL}^{-1}$ biomaszával. A Viorica tóban 16 algafajt azonosítottunk. A felszíni minta biomaszája $48 \mu\text{gL}^{-1}$, míg 5 méter mélységben $57 \mu\text{gL}^{-1}$ volt. A tóban az X2 és X3 kodonok domináltak, mely csoportokat a *Pseudokephyrion tatricum*, illetve a *Chrysochromulina parva* képviselte (1. táblázat). A tóban Chrysophyta ciszták $39-98 \mu\text{gL}^{-1}$ közötti biomaszával fordultak elő. Az Ana tóban összesen 23 fitoplankton fajt azonosítottunk. A felszíni mintában $434 \mu\text{gL}^{-1}$, az 5 méter mélyen vett mintában $328 \mu\text{gL}^{-1}$, míg 10 méter mélyen $73 \mu\text{gL}^{-1}$ volt a biomasz. A tóban az Y, L₀ és F kodonokba tartozó fajok domináltak. Legnagyobb

biomaszával a *Cryptomonas* sp., *Gymnodinium cnecoides* és *Peridinium cinctum* rendelkezett (2. ábra).

A vizsgált tavak közül az Ana tóban azonosítottuk a legtöbb zöldalga fajt, melyben az *Elakatothrix* fajok (*E. genevensis*, *E. gelatinosa*) domináltak (1. táblázat). Chrysophyta ciszták mennyisége $4-23 \mu\text{gL}^{-1}$ közötti volt. A Lia tó 26 fitoplankton taxonnal rendelkezett, a biomasz pedig $47 \mu\text{gL}^{-1}$ volt. Ebben a tóban szintén az X2 kodon volt a domináns funkcionális csoport, melyet többnyire a *Chrysochromulina parva* képviselt (1. táblázat). Emellett a tóban Chrysophyta ciszták hasonló biomaszával, $23 \mu\text{gL}^{-1}$ mennyiségben voltak jelen. A Bucura tóban

29 taxont azonosítottunk. A biomasz a felszíni mintában $182 \mu\text{gL}^{-1}$, 5 méter mélyen $222 \mu\text{gL}^{-1}$, 10 méter mélységben $112 \mu\text{gL}^{-1}$, míg 15 méter mélyen $252 \mu\text{gL}^{-1}$ volt. A kodonok közül az **L_o**, **Y** és **X2** volt a legjellemzőbb. A legnagyobb biomaszát adó *Peridinium cinctum* és *Cryptomonas* sp. mellett ebben a tóban is előfordultak Chrysophyta ciszták $19\text{-}52 \mu\text{gL}^{-1}$ közötti biomasszával (2. táblázat). A Zanoaga tóban azonosítottuk a legtöbb taxont, összesen negyvenet. A felszínen a biomasz értéke $68 \mu\text{gL}^{-1}$, 5 méteren $14 \mu\text{gL}^{-1}$, 10 méteren $13 \mu\text{gL}^{-1}$, 15 méteren $19 \mu\text{gL}^{-1}$, 20 méteren pedig $28 \mu\text{gL}^{-1}$ volt. A tavat az **Y**, illetve az **X2** kodonok jellemezték. A domináns *Cryptomonas* sp. és *Chrysochromulina parva* mellett a Retyezát vizsgált tavai közül a Zanoagában jelentek meg legnagyobb számban kovaalgák, melynek domináns faja az *Aulacoseira granulata* volt (2. táblázat). A kovaalgák közül az *Aulacoseira granulata* euplanktonikus, míg a *Nitzschia* sp. vagy a kisebb biomasszával előforduló *Achnantheidium minutissimum*, *Navicula* sp. és *Gomphonema* sp. tichoplanktonikusak. Chrysophyta ciszták ebben a tóban is előfordultak $3\text{-}18 \mu\text{gL}^{-1}$ közötti biomasszával.



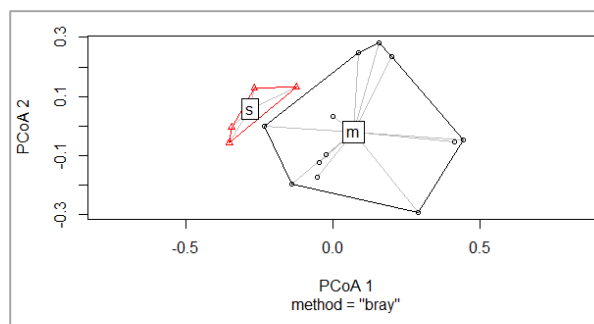
2. ábra. A tavakban azonosított néhány taxon
(Megjegyzés: 1-Cryptomonas sp., 2-Chromulina sp., 3-Pseudokephyrion tatricum, 4 - Peridinium sp.; mikrométer skála=10 μm)

Figure 2. Some of the identified taxa
(Note: 1-Cryptomonas sp., 2-Chromulina sp., 3-Pseudokephyrion tatricum, 4 - Peridinium sp., scale=10μm)

2. táblázat. A teljes biomasz minimum 5%-át adó fajok mennyisége a Bucura és Zanoaga tavakban
Table 2. Biomass of species that give at least 5% of the total biomass in Bucura and Zanoaga

Faj neve	kodon	Bucura				Zanoaga				
		felszín	5 m	10 m	15 m	felszín	5 m	10 m	15 m	20 m
biomassza (μgL^{-1})										
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	F	-	-	-	-	-	-	2,4	-	1,8
<i>Staurastrum punctulatum</i> Brébisson	P	-	-	-	-	-	-	-	-	4,8
<i>Chrysochromulina parva</i> Lackey	X2	-	-	6,8	13,4	-	5,3	2,1	1,2	3,1
egyéb chrysoflagellata	X2	-	-	-	-	-	3,3	1,7	-	1,5
<i>Pseudokephyrion tatricum</i> (Juris) Starmach	X3	31,0	37,4	33,7	17,8	6,9	1,0	-	1,5	-
<i>Cryptomonas</i> sp.	Y	33,1	54,7	61,5	22,0	47,7	1,1	4,9	11,8	4,5
<i>Peridinium cinctum</i> (O. F. Müller) Ehrenberg	L _o	107,4	117,1	-	183,9	-	-	-	-	-
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	P	-	-	-	-	7,5	1,2	-	-	6,0
<i>Nitzschia</i> sp.	MP	-	-	-	-	-	-	-	1,6	-
Teljes biomasz (μgL^{-1})		182	222	112	252	68	14	13	19	28
Taxonszám		14	18	14	19	13	19	20	16	24

A PCoA elemzés eredményeként a fitoplankton összetétel alapján a tavak mélység szerint különültek el (3. ábra). Az „s”, azaz sekély tavak csoportjába a maximum 6,2 méter mély tavak tartoztak, míg az „m” csoportba a minimum 11 méter mély tavak kerültek. A sekély tavak, azaz a Florica, Viorica és Lia fitoplanktonjára az **X2** és **X3** funkcionális csoportokba tartozó fajok a jellemzőek. Közülük leginkább a *Chrysochromulina parva* és a *Pseudokephyrion tatricum* voltak dominánsak. A mélyebb Ana, Bucura és Zanoaga tavak esetében az **L_o** és **Y** kodonok voltak a legjellemzőbbek. Utóbbi csoportokat a *Cryptomonas* sp., *Peridinium* sp. és *Gymnodinium* fajok képviselik.



3. ábra. Tavak fitoplanktonjának mélység szerinti elkülönülése PCoA analízis során
Figure 3. Phytoplankton community of lakes separated by depth in PCoA analysis

ÉRTÉKELÉS

A Retyezát tavainak fitoplankton közösségét a Chrysophyceae, Cryptophyta és Dinophyta csoportok tagjai uralták biomassza szempontjából, míg a Chlorophyta csoport a taxonok számát tekintve bizonyult jelentősnek. Eredményeink hasonlóak más magashegységi tavakon végzett vizsgálatok eredményéhez. Az Alpok magashegységi tavaiban is legnagyobb biomasszával a Chrysophyceae, Cryptophyta és Dinophyta ostoros algák jelentek meg (*Pugnetti és Bettinetti 1999, Tolotti és társai 2003*). A Pireneusok egy tavaiban a legnagyobb fajszámmal Chlorophyta és Chrysophyceae algák voltak jelen, azonban biomassza tekintetében sokkal inkább a Dinophyta és Chrysophyceae csoportok mondhatók jelentősnek (*Felip és társai 1999*). A Magas Tátra tavain végzett vizsgálat során dinoflagelláták, például *Gymnodinium uberrimum*, *Woloszynskia ordinata*, *Peridinium inconspicuum* voltak dominánsak, mellettük pedig Cryptophyta csoportba tartozó fajok jelentek meg nagy számban (*Fott és társai 1999*). A Retyezát vizsgált tavainak mindegyikében megjelentek Chrysophyta ciszták. A szeptemberi mintavétel lehet a magyarázata a propagulumok nagy mennyiségének. A Tátra egy tavaiban a nyár végi mintákban a Chrysophyta ciszták biomasszája egy nagyságrenddel az aktív fitoplankton mennyisége felett volt (*Fott és társai 1999*). Az év más időszakában vett mintában eltérő fajösszetétel és kevesebb ciszta jelenléte várható, amelyet többek között a Lia és Bucura üledék-vizsgálatai alátámasztanak. Késő tavasszal és kora nyáron az eu- és tichoplanktonikus kovaalgák válhatnak dominánssá (*Buczkó és társai 2013, Buczkó 2016*).

A vizsgált tavak domináns fitoplankton csoportjain belül számos faj mixotróf, mely jellemző a magashegységi tavak fitoplanktonjára. Mixotróf például a *Gymnodinium*, *Chromulina*, *Ochromonas*, *Dinobryon* és *Cryptomonas* fajok (*Catalan és társai 2006*). Ez a fakultatív képesség előnyt jelent a fajoknak, hogy tápanyaglimitáltság esetén hozzájussanak a legfontosabb tápanyagokhoz (*Reynolds 2006*). A Chrysophyceae, Dinophyta és Cryptophyta csoportok dominanciájának másik magyarázata lehet a vertikális vándorlásra való képességük. Az ostoros fajok a vízoszlopon belül helyzetüket változtatják, így adaptálódnak a magashegységekre jellemző változó fényviszonyokhoz, melyet gyakran a hó- és jégborítás okoz (*Tilzer 1973*). A Dinophyta és Chrysophyceae csoportok emellett kompetitív előnyhöz jutnak a hideg vízben más fajokhoz képest (*Ács és Kiss 2004*). Az őszi mintavételkor jellemző alacsony vízhőmérséklet ezért szintén magyarázata lehet a dominanciájuknak.

A 6,2 méternél sekélyebb tavakban, azaz a Floricában, Vioricában és a Liában az X2 és X3 kodonok domináltak. E két csoportba tartozó taxonok a sekély mezo- és eutróf környezetet és a felkevertséget preferálják (*Padisák és társai 2009*). A gyakori keveredés kedvezhet ezeknek a csoportoknak, annak ellenére, hogy a magashegységi tavaknak alacsony a tápanyagtartalma. A 11 méternél mélyebb Ana, Bucura és Zanoaga tavakban leginkább az Y és L_o kodonok taxonjai jelentek meg nagyobb biomasszával. Az Y kodonra jellemző a változatos környezet, míg az L_o kodonba tartozó fajok lebegőképessége jó, érzékenyek az

átkeveredésre és többnyire a rétegzett oligo- és mezotróf tavakban találhatóak meg (*Padisák és társai 2009*).

ÖSSZEFOGLALÁS

A Retyezát-hegységben lévő magashegységi tavak fitoplankton közösségének domináns fajai a Chrysophyceae, Cryptophyta és Dinophyta csoportokba tartozó taxonok, melyek tipikusnak mondhatók a magashegységi vízi ökoszisztémákban. Fitoplankton közösségük alapján a vizsgált tavak egyértelműen két csoportra különültek el (rétegződő és nem rétegződő) annak ellenére, hogy a Zanoaga kivételével egy kaskád rendszert alkotva egymással összeköttetésben állnak. Az eredmények azon túl, hogy mennyiségi és minőségi adatokat szolgáltatnak a hegység fitoplankton közösségéről, alátámasztják azt a megállapítást, hogy a rétegződés az egyik legjelentősebb tényező, mely a közösség összetételét befolyásolja (*Reynolds 2006*).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást a K120595 OTKA projekt támogatta.

IRODALOMJEGYZÉK

- Ács É., Kiss K.T. (2004). *Algológiai praktikum*, Eötvös Kiadó, Budapest.
- Buczkó K., Magyar E., Braun M., Bálint M. (2013). Diatom-inferred lateglacial and Holocene climatic variability in the South Carpathian Mountains (Romania). *Quaternary International*, 293,123–135.
- Buczkó, K. (2016). Guide to diatoms in high mountain lakes in the Retezat Mountains, South Carpathians, Romania. *Studia Botanica Hungarica*. 47(Suppl.): 9–210.
- Catalan J., Camarero L., Felip M., Pla S., Ventura M., Buchaca T., Bartumeus F., Mendoza G. de, Miró A., Casamayor E., Medina-Sánchez J., Bacardit M., Altuna M., Bartrons M., Quijano D. (2006). High mountain lakes: Extreme habitats and witnesses of environmental changes. *Limnetica*, 25, 551-584.
- Felip M., Bartumeus F., Halac S., Catalan J. (1999). Microbial plankton assemblages, composition and biomass, during two ice-free periods in a deep high mountain lake (Estany Redó, Pyrenees). *Journal of Limnology*. 58, 193-202.
- Fott, J., Blažo M., Stuchlik E., Strunecký O. (1999). Phytoplankton in three Tatra Mountain lakes of different acidification status. *Journal of Limnology*, 58, 107-116.
- Hillebrand H., Dürselen C.-D., Kirschtel D., Pollinger U., Zohary T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35, 403-424.
- Kövr Cs. (2016). *Magashegyi tavak paleoökológiai vizsgálata a Déli-Kárpátokban*. PhD disszertáció, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.
- Padisák J., Crossetti O. L., Naselli-Flores L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621, 1-19.
- Pinczés Z. (2017). *Déli-Felföld természeti földrajza*. Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen.

Pugnetti A., Bettinetti R. (1999). Biomass and species structure of the phytoplankton of an high mountain lake (Lake Paione Superiore, Central Alps, Italy). *Journal of Limnology*, 58, 127-130.

R Core Team (2015). *A language and environment for statistical computing*. <http://www.R-project.org/>.

Reynolds C. S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.

Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24, 417-428.

Straškrábová V., Cogalniceanu D., Nedoma J., Pápal' a L., Postolache C., Tudorancea C., Vadineanu A., Valcu C-M., Zinevici V. (2006). Bacteria and pelagic food

webs in pristine alpine lakes (Retezat Mountains, Romania). *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, 3, 1-10.

Tilzer M. M. (1973). Diurnal periodicity in the phytoplankton assemblage of a high mountain lake. *Limnology and Oceanography*, 18, 15-30.

Tolotti M., Thies H., Cantonati M., Hansen C. M. E., Thaler B. (2003). Flagellate algae (Chrysophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae) in 48 high mountain lakes of the Northern and Southern slope of the Eastern Alps: biodiversity, taxa distribution and their driving variables. *Hydrobiologia*, 502, 331-348.

Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9,1-38.

A SZERZŐK



KIRÁLY EDIT E-mail: kiralyedit0217@gmail.com. Foglalkozása: egyetemi hallgató, tanszéki mérnök. Munkahely: Pannon Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszék. A Pannon Egyetem környezettudomány mesterszakos, limnológia szakirányos hallgatója. A környezettan alapszakot ugyanezen az egyetemen végezte el. Jelenleg a Limnológia Intézeti Tanszéken dolgozik tanszéki mérnökként, ahol fitoplankton minták határozását és feldolgozását végzi. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja.

KORPONAI JÁNOS PhD. E-mail: korponai.janos@iif.hu. Foglalkozása: tudományos főmunkatárs. Munkahely: MTA-Pannon Egyetem, Limnoökológiai Kutatócsoport; NKE, Víztudományi Kar, Vízellátási és Csatornázási Tanszék, Baja. Kutatási terület: zooplankton, trofikus interakciók. Paleoökológia: a Kárpát-medence magashegyi és síkvidéki tavainak történeti vizsgálata cladocera mikrofosszílák alapján. A globális klímaváltozás és az ember hatása a magashegyi tavak ökoszisztémájára. Magyarország folyó és állóvizeinek ökológiai állapota a Víz Keretirányelv alapján.

PADISÁK JUDIT az MTA levelező tagja. E-mail: padisak@almos.uni-pannon.hu. Foglalkozása: egyetemi tanár, intézetigazgató. Munkahely: Pannon Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszék. Kutatási terület: Fitoplankton társulásökológia. A Balaton és a Stechlin-tó fitoplanktonjának hosszútávú változásai. Trópusi tavak, tározók fitoplanktonjának ökológiai jellemvonásai. A globális klímaváltozás hatása a fitoplanktonra. Magyarország folyó és állóvizeinek ökológiai állapota a Víz Keretirányelv alapján. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja.

SELMECZY GÉZA BALÁZS PhD. E-mail: selmeczyg@almos.uni-pannon.hu. Foglalkozása: egyetemi tanársegéd. Munkahely: Pannon Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszék. Kutatási terület: Fitoplankton ökológia édes és brakk vizekben, mélyrétegi maximumok ökológiája, a globális klímaváltozás hatása tavi fitoplankton közösségre, fitoplankton ökológiai vizsgálatok mezokozmosz kísérletekben, makroszkópikus gerinctelenek és az avarlebontás kapcsolata. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja.

Gyógyszerhatóanyagok környezeti kockázatának becslése a Balatonban a vízgyűjtőterület és a szezonális hatások figyelembevételével

Molnár Éva*, Fodor István*, Maász Gábor*, Pirger Zsolt*

* MTA ÖK, Balatoni Limnológiai Intézet, Adaptációs Neuroetológiai Kutatócsoport, Tihany

(E-mail: molnar.eva@okologia.mta.hu)

Kivonat

A környezetünkben kimutatható aktív gyógyszerhatóanyag maradványok világszerte egyre nagyobb aggodalomra adnak okot. Sajnos még ma sem létezik olyan technológia, mely a gyógyszerkomponensek közel 100%-át képes lenne eltávolítani a szennyvízből, így ezek a vegyületek megjelennek természetes felszíni vizeinkben is, ezáltal hatást gyakorolnak a vízi ökoszisztémára. Kutatásunk célja a Balaton valós gyógyszerhatóanyag szennyezettségének környezeti kockázatbecslése volt. A környezeti kockázat szintje egy ún. kockázati hányadossal jellemezhető, amelynek kiszámításához nemzetközileg elfogadott ökotoxikológiai határkoncentrációkra és mindenkori környezeti koncentrációk meghatározására van szükség. Korábbi vizsgálatunkban 134 gyógyszerhatóanyag jelenétét követjük nyomon 10 különböző mérési ponton a Balatonban és annak vízgyűjtő területén 2017 júniusától 2018 augusztusáig. A felmérés során összesen 72 hatóanyagot detektáltunk. Biológiai funkciójuk alapján ezek a vegyületek többek között antiepileptikumok, kardiovaszkuláris szerek, antipszichotikumok és hormonszámzárók voltak. A kockázatbecslést elvégeztük külön a Balatonra és annak vízgyűjtőterületére is. Illetve adathalmazunk elemzésekor a nyári szezonális hatás megállapítására is külön figyelmet fordítottunk. Eredményeink alapján elmondható, hogy a vízgyűjtőterület akvatikus élőlényei jellemzően nagyobb veszélynek vannak kitéve, mint a Balatonban élő társaik. A maximális kockázati hányados időbeli változása alapján elmondható, hogy az időszakos változások hatása kimutatható. Azok a gyógyszerhatóanyagok, melyek legalább közepes, vagy magas környezeti kockázati besorolást kaptak a vizsgálat során a következők voltak: koffein, karbamazepin, haloperidol, propranolol, ösztron (E1), β -ösztradiol (bE2), tramadol és metiléndioxi-metamfetamin (MDMA).

Kulcsszavak

aktív gyógyszerhatóanyag maradványok, környezeti kockázat becslés, szezonális hatások, Balaton, vízgyűjtőterület.

Environmental risk assessment of pharmaceuticals in Lake Balaton considering its catchment area and effects of seasons

Abstract

In the last decade, medical and pharmaceutical sciences improved considerably. Due to this development, average age increased and the human population dramatically rose. At the same time, the types and amount of consumed medicines changed. In spite of that wastewater treatment techniques have been constantly evolved, many active pharmaceutical residues appear in the cleaned effluents, therefore, in the recipient surface waters as well. But, the release of pharmacologically active compounds (PhACs) into aquatic ecosystems poses a serious risk resulting in a chronic contamination of organisms.

Our research aim was to determine the ecological risk of PhACs concentrations in Lake Balaton and to explore a possible correlation between magnitude of actual hazard and impacts of seasonal changes. Earlier, the presence of 134 PhACs was examined at 10 different sites in Lake Balaton and its catchment area from June 2017 to August 2018 with seasonal frequency. Taking the complete studied period and all sampled sites into consideration, 72 PhACs were detected and quantitative measured in environment. Based on their biological activity, the detected PhACs were classified among others into the following groups: antiepileptics, cardiovascular agents, antipsychotics, and hormone modulators.

To calculate of ecological risk assessment after determining the environmental concentrations of investigated PhACs, collection of ecotoxicology data and determination of the Predicted No Effect Concentrations (PNEC) was also required. Using a risk quotient (RQ), which is defined as the ratio of the maximum measure environmental concentration (MEC) to the PNEC, the ecosystem risk from pollutants can be estimated. In general, $RQ < 0.1$ reveals a low risk, $0.1 < RQ < 1$ represents a medium risk, and RQ above 1 indicates a high ecological risk to aquatic organism.

The risk analysis was performed separately for the Lake Balaton and its catchment area, as well. Generally, based on our risk assessment results, it can be stated that aquatic organisms living in the catchment area are exposed to bigger hazard than those populating in the lake. The reason is probably the pollution of nearby town (Zalaegerszeg) and the surrounding treated wastewater effluents into River Zala. Studying the change of ecological risk with touristic seasonal variation is a complicate task. The ecological risk depends on among others the concentration of investigated PhACs in surface water. Furthermore, the environmental concentrations depend on efficient of applied waste water treatment technology, resistance of biodegradation, defined daily doses, dosage of medicine (it can be periodical or continuous) and even weather conditions. It can be seen from our data that some hormones, antiepileptics, antidepressant and anxiolytics cause almost same risk in the water of lake all year, commonly the dosage of these compounds are continuous. However, there are also PhACs (e.g. hallucinogens), they pose any risk just occasionally. In the case of impact of summer touristic season on risk further measurements are necessary to state exact conclusions. However, it is clear from our results that the maximum RQ in summer months increased. PhACs that caused at least medium risk during the investigation were caffeine, carbamazepine, haloperidol, propranolol, bE2, E2, tramadol and MDMA.

Keywords:

Active drug-residues, environmental risk assessment, seasonal effects, Lake Balaton, catchment area.

BEVEZETÉS

Az elmúlt évszázadban az orvos- és gyógyszer tudomány jelentős fejlődésen ment keresztül, aminek nagy szerepe volt az átlagéletkor növekedésében, az életkörülmények javulásában és az emberi népesség szaporodási ütemének ugrásszerű fokozódásában. Azonban ezzel egyidejűleg a gyógyszerfelhasználás mértéke is jelentősen megváltozott (Guzel 2018). Számos hatóanyag képes ellenállni az emberi testben zajló biodegradációs folyamatoknak, így a kiválasztás útján a csatornahálózatba kerülő vegyületek egy része még bioaktív formában van jelen. Bár a szennyvízkezelési technológiákat folyamatosan fejlesztik, számos hatóanyag még mindig előfordul a tisztított szennyvízben, ezáltal a természetes felszíni vizeinkben is, amely az adott vegyületektől, koncentrációktól és környezeti feltételektől függően különböző mértékben káros hatással bír az ökoszisztémára (Ginebreda 2010, Mendoza 2015, Carlsson 2006, Zrinyi 2017).

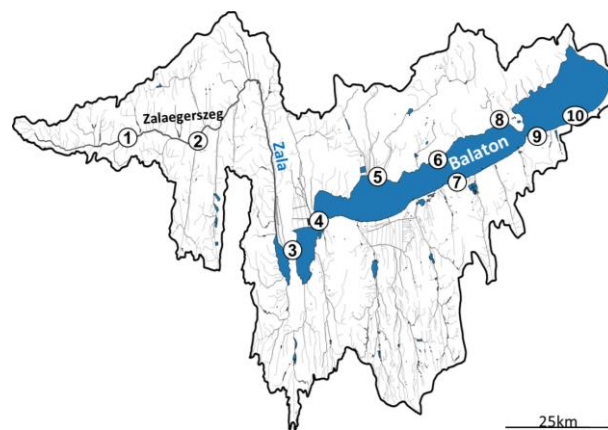
Kutatásunk célja a Balaton gyógyszerhatóanyag szennyezettségének környezeti kockázatbecslése volt, figyelembe véve a vízgyűjtőterület hatását, illetve a nyári turisztikai szezon terhelését. A probléma nagyságának megállapításához, azaz a kockázati hányados (Risk Quotient, RQ) kiszámításához, szakirodalmi ökotoxikológiai adatokra, mint például becsült legnagyobb (még) hatástalan koncentráció (Predicted No Effect Concentration, PNEC), illetve mért maximális környezeti koncentráció (Maximal Environmental Concentration, MEC) értékek ismeretére volt szükség (Hamre 2006). Egy korábbi vizsgálatunkban felmérést végeztünk 2017. júniustól 2018. augusztusig évszakos gyakorisággal a Balaton és vízgyűjtőterületének 10 különböző pontján, hogy meghatározzuk 134 gyógyszerhatóanyag jelenlétét és koncentrációját. A vizsgálati periódusban összesen 72 hatóanyagot sikerült detektálni szuperkritikus fluid kromatográffal kapcsolt tandem tömegspektrometriás (Supercritical Fluid Chromatography Tandem Mass Spectrometry, SFC-MS/MS) módszerrel, amelyek biológiai funkciójuk alapján többek között antiepileptikumok, kardiovaszkuláriszerek, antipszichotikumok és hormonszermazékok voltak (Maász 2019).

ANYAG ÉS MÓDSZER

Mintavétel

A mérésekhez felhasznált vízminták a következő térképen (1. ábra) is látható 10 különböző mérési ponttól származtak. A mintavételi helyek érintették a Zala-folyó Zalaegerszeg feletti (1) és alatti szakaszát (2), a Kis-Balaton 1 és 2 ütem közötti részét (3), a Zala torkolatát (4), Szigligetet (5), Révfülpöt (6), Balatonlellet (7), Tihany Sajkod felőli partvonalát (8), Zamárdit (9) és Siófokot (10).

Mivel a Zala-folyó a tó fő tápláló vízfolyása, ezért az esetlegesen előforduló Zalát érintő szennyezések nagy eséllyel a Balatonra is hatással vannak, továbbá köztudott, hogy a nyári hónapokban a balatoni térség országunk egyik legnagyobb turisztikai vonzerővel bíró régiója, kiemelt üdülőkörzet, ami szintén egy lehetséges szennyező forrás és befolyásoló tényező a környezeti kockázati szintek szempontjából.



1. ábra. Mintavételi helyek (1-10) térképe
Figure 1. Map of sampling sites (1-10)

A szezonális hatások felderítésének érdekében a következő időpontokban végeztük el a mintavételezéseket: 2017. június, 2017. augusztus, 2017. november, 2018. április, 2018. június és 2018. augusztus.

A minták minden esetben a vízoszlop középső régiójából származtak, melyeket teflon kupakkal ellátott 2 literes barna üvegpalackokban tároltunk hűthető tároló dobozban az analitikai előkészítő műveletek megkezdéséig, maximum 4 óra hosszan.

Analitika

A minták előkészítése az analitikai vizsgálatra a következőképpen zajlott. Minden egyes vízmintából kimértünk 1 L térfogatnyi mennyiséget, pH értéküket 100%-os hangyasavval (HCOOH) 3,5 és 4 közé csökkentettük. A mintákat belső standard oldattal (citalopram-d6, karbamazepin-d10, E2-13C3 és N-ethyloxazepam) láttuk el, amely az esetlegesen fellépő anyagveszteségek nyomkövetése végett volt szükséges. A mintákat ezt követően 0,7 µm pórusátmérőjű, üvegszálás szűrőpapír segítségével szűrtük. A szűrt környezeti vízmintákat AutoTrace 280 (ThermoScientific) szilárd fázisú extraktor (Solid Phase Extractor, SPE) segítségével tisztítottuk és töményítettük (1 L-ről 5 mL-re). Az SPE-t a vizsgálat során Strata X-CW (33 µm, 200 mg/6 mL, #8B-S035-FCH, Phenomenex) polimer alapú gyenge kationcserélő töltettel ellátott oszlopokkal működtettük. Eluálószerként acetonitril (CH₃CN) és ammónium-hidroxid (NH₄OH) oldószerkeletet alkalmaztunk. Az extrakciót követően kapott eluátumokat inert nitrogén gáz alkalmazásával bepároltuk. A szárazra párolt mintákat ezután analitikai tisztaságú acetonitrilben visszaoldottuk, szükség esetén derivatizáltuk (származékképzést hajtottunk végre), majd SFC-MS/MS technika segítségével analizáltuk (Maász 2019).

Számítási módszerek

A környezeti kockázatbecslés elvégzéséhez rendszerint valamilyen alga, vízibolha (Cladocera, jellemzően *Daphnia sp.*), illetve hal egyedeken végzett ökotoxikológiai kísérletek végpontjait használják fel. Ezek alapján akut kísérletek közepes hatásos és közepes letális koncentráció (Median Effect Concentration, EC₅₀; Median Lethal Concentration, LC₅₀), vagy krónikus kezelések legnagyobb (megfigyelt) hatástalan koncentráció (No

Observed Effect Concentration, NOEC) eredményei fontosak.

Ezekből az adatokból elsősorban a bevezetésben már említett PNEC érték kiszámítása történik, melyhez egy osztószámot (Assessment Factor, AF) is alkalmaznak (1. egyenlet), amelynek nagysága az ismert ökotoxikológiai adatok függvénye (1. táblázat). Megjegyzem, ha az egyes trofikus szintekre vonatkozóan többféle alapadat is rendelkezésre áll, akkor a PNEC értékek meghatározásához jellemzően a legkisebb határkoncentráció eredményeket kell alapul venni, hiszen a kockázatbecslés az ökoszisztéma legérzékenyebb elemeire épít (Hamre 2006, Zhang 2017, Vestel 2015).

$$PNEC = (EC_{50}, \text{vagy } LC_{50}, \text{vagy } NOEC)_{\min} / AF \quad (1)$$

1. táblázat. A trofikus szintekhez igazodó kockázatbecslési faktorok (AF) irodalmi értékei (Hamre 2006)

Table 1. Literary values of risk Assessment Factors (AF) adapted to trophic levels (Hamre 2006)

Rendelkezésre álló teszt eredmények	AF
A három különböző trofikus szint (alga, Cladocera, hal) közül legalább egy esetében meghatározott akut toxicitási eredmény (LC50, vagy EC50)	1000
Egy krónikus NOEC mérés eredménye hal vagy <i>Daphnia</i> tesztszervezeten	100
Két különböző trofikus szint (halak és/vagy algák és/vagy <i>Daphniák</i>) élőlényeivel meghatározott krónikus NOEC érték	50
A három trofikus szint élőlényeivel meghatározott krónikus NOEC érték	10
Szabadföldi adatok, vagy mikrokozmosz kísérletek	egyedi felmérés

Az RQ megállapításához a PNEC mellett a mért MEC értékek ismeretére is szükség van. Az RQ a következő képlet (2. egyenlet) szerint számolható és értéke alapján a 2. táblázatban olvasható tartományok szerint sorolható kategóriákba (Hamre 2006, Zhang 2017, Vestel 2015).

$$RQ = MEC / PNEC \quad (2)$$

2. táblázat. A kockázati hányados (RQ) adott tartományaihoz rendelt kockázati szintek

Table 2. Risk quotient (RQ) intervals assigned to risk levels

Tartományok RQ értéke alapján	Kockázati szint
0.01 > RQ	elhanyagolható
0.01 < RQ < 0.1	kicsi
0.1 < RQ < 1	közepes
RQ > 1	magas

Megjegyzendő a módszer hiányossága, miszerint a szakirodalomban rendelkezésre álló ökotoxikológiai kísérleti eredmények még további kiegészítésre szorulnak. Számos, a környezetben már detektált vegyületre ez idáig nem található EC₅₀, LC₅₀, NOEC és így PNEC adat sem.

EREDMÉNYEK, KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Ökotoxikológiai adatok hiányában a Balaton vízrendszerében detektált 72 gyógyszerhatóanyag közül csak 57-re tudtuk elvégezni a környezeti kockázatbecslést. Vizsgálatainkban azokra a vegyületekre szeretnénk felhívni a figyelmet, melyek a felmérés során legalább egy mintavételi helyen és időpontban elérték a közepes környezeti kockázati szintet, ezeknek a vegyületeknek a PNEC értékei a 3. táblázatban láthatóak.

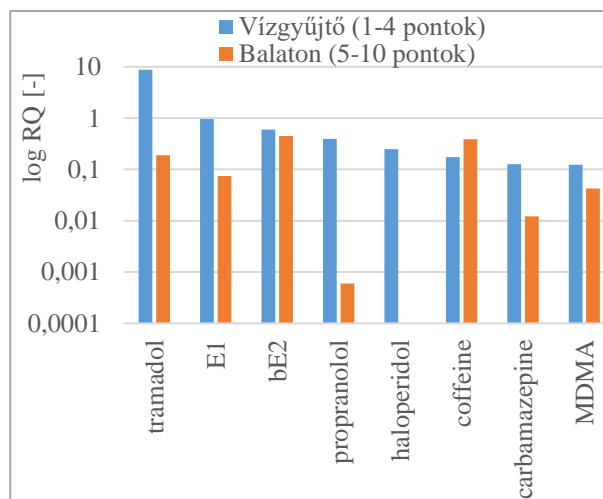
3. táblázat. A felmérés során közepes vagy magas kockázati szintet elért vegyületek PNEC értékei

Table 3. PNEC values of compounds with medium or high risk level during the investigation

Hatóanyagcsoport	Vegyület	PNEC [ng/L]
Alkaloidok	koffein	6 852*
Antiepileptikumok	karbamazepin	6359*
Antipszichotikumok és antidepresszánsok	haloperidol	3*
Kardiovaszkuláris szerek	propranolol	50*
Hormonok és hormon származékok	E1	74*
	bE2	44*
Ópiátok és morfin származékok	tramadol	32*
Stimulánsok, hallucinogének és metabolitjaik	MDMA	216**

Forrás: * H. Sanderson 2004; ** A. Mendoza 2014.

A 2. ábra a 8 legnagyobb RQ értéket elérő hatóanyag kockázati besorolását szemlélteti a mintavételi területek csoportosítása szerint a teljes vizsgálati időszakot tekintve (2017 júniusától 2018 augusztusáig). A diagram az egyes mérési időpontokban végzett mérések adatai alapján számított RQ-k közül a maximum értékeket adja meg a kiemelt vegyületek esetében, mivel az RQ kiszámításakor is a maximális környezeti koncentrációkat vesszük figyelembe. Mivel RQ értéke a 2. ábra esetében több nagyságrendet is felölel, így a szemléletes ábrázolás érdekében eredményeinket logaritmikus skála alkalmazásával adtuk meg. A diagramról leolvasható, hogy a vízgyűjtő területhez tartozó mérési pontokon (1. ábra, 1-4) jellemzően nagyobb az RQ, mint a balatoni mintavételi helyek (1. ábra, 5-10) esetében. Megfigyelhető az is, hogy a feltüntetett 8 hatóanyag közül csak 3 olyan volt, amely a Balaton vizében is meghaladta 0.1 RQ értéket, azaz a közepes kockázati szintet.

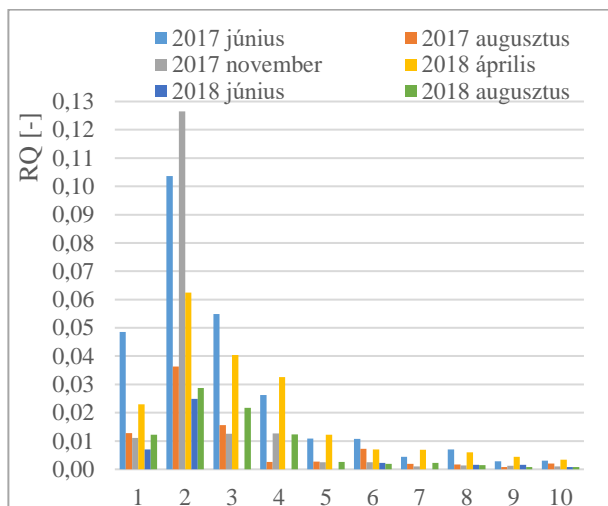


2. ábra. A vízgyűjtőterület és a Balaton kockázatelemzési adatai a teljes vizsgálat alatt a közepes, vagy magas kockázati szintet elérő vegyületek esetében (lásd 2. táblázat)

Figure 2. Risk analysis data of the catchment area and Lake Balaton during the whole investigation for compounds with medium or high risk (see Table 2.)

A vízgyűjtő terület szennyezésének fő forrásaként Zalaegerszeg városi terhelése feltételezhető. A karbamazepin, mint a környezeti vízmintáinkban leggyakrabban (>95%) detektálható antiepileptikum, példá-

ján jól szemléltethető, hogy a kockázati maximumok jellemzően a Zala folyó Zalaegerszeget követő szakaszán (1. ábra, 2. mérési pont) voltak tapasztalhatók (3. ábra). Érdekes megfigyelés, hogy minden egyes vegyületre sajátos idő- és térbeli eloszlás volt jellemző a vízrendszerben. Ennek pontos magyarázata további felméréseket tesz szükségessé a jövőben.



3. ábra. A karbamazepinre számított kockázati hányados időbeli változása a 10 mintavételi ponton

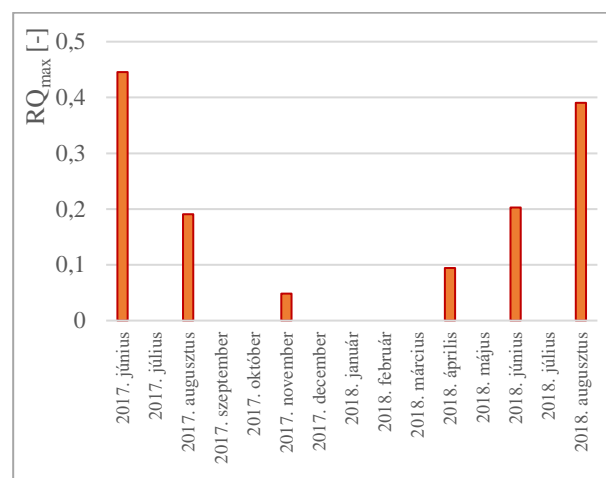
Figure 3. The temporal changes of the calculated risk quotient of the carbamazepine at 10 sampling points

A nyári turisztikai szezon lehetséges hatásának kimutatásához a balatoni mintavételi helyek (1. ábra, 5-10) esetében megvizsgáltuk a maximális RQ érték változását az idő függvényében. A maximális RQ ebben az esetben hatóanyagtól független érték, a 4. ábra az adott időszakhoz tartozó, 6 mintavételi hely és 57 hatóanyag közül kiemelt legnagyobb RQ adatok felhasználásával születt meg. Tehát ebben az esetben feltételezzük, hogy az aktuális időpontban létező kockázat a legnagyobb kockázatot jelentő komponenshez tartozik a vizsgálati területen. Így például 2017 júniusában a bE2, 2017. augusztusában, novemberében és 2018 áprilisában a tramadol, míg 2018 júniusában és augusztusában pedig a koffein okozta a legnagyobb kockázatot a vizsgált terület vízi ökoszisztémája számára.

A 4. ábráról leolvasható, hogy a maximális RQ az őszi és tavaszi mintavételi időszakban szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a nyári hónapok esetében. Tehát a nyári turisztikai időszakokkal olyan mértékű gyógyszerhatóanyag terhelés jelentkezik, amely a vízi ökoszisztéma veszélyeztetettségét megnöveli.

Azonban meg kell jegyezni, hogy adathalmazunk elemzése és határozott ok-okozati összefüggések és következtetések megállapítása, a környezeti kockázati szintek esetén rendkívül komplex feladat. Ugyanis, mint feljebb említettük, az RQ az egyes hatóanyagok környezeti koncentrációjától függő változó. A környezeti koncentrációkat számos tényező befolyásolja, így például a fogyasztás mértéke (az adott gyógyszerhatóanyag adagolási módja folyamatos vagy alkalmoszerű), az egy tabletában lévő hatóanyag tartalom mennyisége (µg, vagy mg), illetve a vízgyűjtés időszakában uralkodó időjárási

(csapadékos időben felhígulás, szeles időjárás mellett gyorsabb térbeli eloszlás) és/vagy áramlási viszonyok. A Balaton egy állandó mozgásban lévő nyílt vízrendszer, ahol az antropogén szennyezések folytonos be- és kiáramlás történik. Továbbá a vizsgált vegyületek biodegradációval szembeni ellenállóképessége is fontos tényező. Példának okáért, a haloperidol az emberi májban nagymértékben biotranszformálódik, ennek következtében a hatóanyagból metabolitok képződnek, és az elfogyasztott mennyiség csupán 1%-a kerül kiválasztásra eredeti formában (Kudo 1999). Azonban nem csak az élő szervezetekben, hanem a szennyvízkezelési eljárások során, illetve a környezeti körülmények között zajló lebontó folyamatoknak való ellenállóképesség is hatással van a gyógyszerhatóanyagok víztestben mérhető koncentrációjára.



4. ábra. A Balaton (1. ábra, 5-10 pontok) maximális kockázati hányadosának változása az idő függvényében

Figure 4. Changes of the maximum risk quotient in Lake Balaton (Fig. 1, 5-10) depending on time

ÖSSZEFOGLALÁS

Eredményeinkből kiolvasható, hogy a vízgyűjtőterület élőlényei nagyobb szintű kockázatnak vannak kitéve, mint a Balatonban élő társaik, illetve, hogy a nyári turisztikai szezon a Balatonban az RQ hányados növekedését vonja maga után. A legtöbb általunk detektált és vizsgált hatóanyagra (49 darab) elhanyagolható, vagy kicsi kockázati szintet határoztunk meg. A legalább közepes kockázati szintet elérő vegyületek közé, amelyekre a jövőben nagyobb figyelmet kellene fordítani, a koffein, a karbamazepin, a haloperidol, a proranolol, a bE2, a E1, a tramadol és a MDMA tartoztak.

Fontos kihangsúlyoznunk, hogy a kockázatbecsléshez felhasznált vizsgálati eredmények és megállapítások csupán a vízfázisra vonatkoznak, miközben a valóságban a gyógyszerhatóanyagok a vízben lebegő szilárd részecskékhez és biofilmekhez is képesek kötődni. Azaz, az egyes vegyületek a különböző fázisok között megoszlanak. Ez a megoszlás a hőmérséklet függvényében változik (Dobor 2012). Ennek tekintetében azt mondhatjuk, hogy a valóságban létező ökológiai kockázat pontosabb megítéléséhez további vizsgálatok elvégzése indokolt a jövőben.

Azonban eddigi kísérleteink eredményei alapján látszik, hogy szükség van új, hatékony szennyvízkezelési

technológiák fejlesztésére, vagy más alternatív útvonalak keresése, annak érdekében, hogy megállíthassuk a gyógyszerhatóanyagok környezetbe való kikerülését és megvédjük az ökoszisztémát az antropogén terhelésektől.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatómunkát a PD-OTKA (124161), a Nemzeti Agykutatási Program (2017-1.2.1-NKP-2017-00002), és a Bólyai János Kutatási Ösztöndíj (BO/00952/16/8) támogatta.

IRODALOMJEGYZÉK

Carlsson C., Johansson A.-K., Alvan G., Bergman K., Kühler T. (2006). Are pharmaceuticals potent environmental pollutants? Part I: Environmental risk assessments of selected active pharmaceutical ingredients, *Science of The Total Environment*, 364(1–3), 67–87.

Dobor J., Varga M., Záray G. (2012). Biofilm controlled sorption of selected acidic drugs on river sediments characterized by different organic carbon content, *CHEMOSPHERE* 87(2): 105–110.,

Ginebreda A., Muñoz I., de Alda M.L., Brix R., López-Doval J., Barceló D. (2010). Environmental risk assessment of pharmaceuticals in rivers: relationships between hazard indexes and aquatic macroinvertebrate diversity indexes in the Llobregat River (NE Spain)., *Environ Int.*, 36(2):153–62.

Guzel E. Y., Cevik F., Daglioglu N. (2018). Determination of pharmaceutical active compounds in Ceyhan River, Turkey: Seasonal, spatial variations and environmental risk assessment, *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1–16

Hamre H. T. (2006). Initial assessment of eleven pharmaceuticals using the EMEA guideline in Norway (TA 2216/2006), ISBN 82-7655-295-1

Kudo S., Ishizaki T. (1999). Pharmacokinetics of haloperidol: an update, *Clinical Pharmacokinetics*, 37(6): 435–456.

Maász G., Zrinyi Z., Molnár É., Takács P., Pirger Zs. (2018). „Tisztább, mint az átlag” - folytatódna a gyógyszermaradvány felmérések a Balatonban, MTA Ökológiai

Kutatóközpont honlap

Maasz G., Mayer M., Zrinyi Z., Molnar E., Kuzma M., Fodor I., Pirger Z. and Takacs P. (2019). Spatiotemporal variations of pharmacologically active compounds in surface waters of a summer holiday destination, *Science of the Total Environment*, 677(August 2019), 545–555.

Mendoza A., Aceña J., Pérez S., López de Alda M., Barceló D., Gil A., Valcárcel Y. (2015). Pharmaceuticals and iodinated contrast media in a hospital wastewater: A case study to analyse their presence and characterise their environmental risk and hazard., *Environ Res.*, 140(July 2015), 225–241.

Mendoza A., Rodríguez-Gil J. L., González-Alonso S., Mastroianni N., López de Alda M., Barceló D., Valcárcel Y. (2014). Drugs of abuse and benzodiazepines in the Madrid Region (Central Spain): Seasonal variation in river waters, occurrence in tap water and potential environmental and human risk, *Environment International*, 70(September 2014), 76–87.

Sanderson H., Johnson D. J., Reitsma T., Brain R. A., Wilson C. J., Solomon K. R. (2004). Ranking and prioritization of environmental risks of pharmaceuticals in surface waters, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 39(2004) 158–183.

Vestel J., Caldwell D. J., Constantine L., J. D'Aco V., Davidson T., Dolan D.G., Millard S.P., Murray-Smith R., Parke N.J., Ryan J.J., Straub J.O., Wilson P. (2016). Use of acute and chronic ecotoxicity data in environmental risk assessment of pharmaceuticals., *Environ Toxicol Chem.*, 35(5):1201–12.

Zhang Y., Zhang T., Guo C., Lv J., Hua Z., Hou S., Zhang Y., Meng W., Xu J. (2017). Drugs of abuse and their metabolites in the urban rivers of Beijing, China: Occurrence, distribution, and potential environmental risk, *Sci Total Environ.* 579(February 2017) 305–313.

Zrinyi Z., Maasz G., Zhang L., Vertes A., Lovas S., Kiss T., Elekes K., Pirger Z. (2017). Effect of progesterone and its synthetic analogs on reproduction and, embryonic development of a freshwater invertebrate model, *Aquatic Toxicology*, 190(September 2017) 94–103.

A SZERZŐK



MOLNÁR ÉVA Tanulmányait a Pannon Egyetemen végezte Veszprémben, ahol 2012-ben a biomérnöki (BSc), 2014-ben a vegyészmérnöki (MSc) diplomáját szerezte. Ph.D. fokozatát bio-, környezet- és vegyészmérnöki tudományok tudományágban 2018-ban kapta meg „Nagyhatékonyságú eljárás földgázok kén-hidrogén tartalmának csökkentésére” című disszertációjának védését követően. 2017 szeptemberétől az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet, Kísérletes Állattani Osztály, Adaptációs Neuroetológiai Kutatócsoport tudományos segédmunkatársa.

FODOR ISTVÁN Molekuláris biológus diplomáját 2018-ban szerezte a Pécsi Tudományegyetemen. Jelenleg az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézetében Ph.D. hallgató Dr. Pirger Zsolt irányítása alatt. Kutatási témája a nagy mocsári csiga neuroendokrin rendszere.

MAÁSZ GÁBOR Gyógyszerész doktori címet szerzett a Pécsi Tudományegyetem Általános Orvostudományi Kar gyógyszerész szakán 2010-ben. Tudományos fokozatát 2015-ben a Pécsi Tudományegyetem Interdiszciplináris Doktori Iskolában szerezte, Ph.D. disszertációjának címe „A PACAP központi idegrendszeri hatásainak vizsgálata tömegspektrometriás módszerekkel”. 2014 óta az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet tudományos munkatársa.

PIRGER ZSOLT Debreceni Egyetem Molekuláris Biológus szakán 2002-ben szerzett biológus-orvosbiológus MSc diplomát, majd az összehasonlító neurobiológiai tudományok tématerületén 2009-ben szerezte meg Ph.D. fokozatát a Pécsi Egyetem. 2012-ben teljesítette az MTA Minősítési (Habilitációs) eljárását, azóta az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet tudományos főmunkatársa, 2014-től az Adaptációs Neuroetológiai Kutatócsoport vezetője. A kutatócsoport az emberi eredetű környezetszennyező anyagok (ideg) élet-tani hatását vizsgálja vízi szervezetekben.

A nád (*Phragmites australis* L.) levél, szár és rizóma lebontásának vizsgálata a Kis-Balaton Ingói-berkében

Simon Brigitta*, Simon Szabina*, Kucserka Tamás*, Anda Angéla*

*Pannon Egyetem Georgikon Kar, Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszék (E-mail: simonbrigitta.georgikon@gmail.com)

Kivonat

A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer kulcsszerepet tölt be a Balaton vízminőségének javításában. Emellett természetvédelmi szempontból is kiemelkedően fontos vizes élőhely. Fontos megértenünk a természetben lezajló folyamatokat, melyek hatással lehetnek a vízminőségre. Ezek közül igen fontos a különböző növényi részek lebontása. Az avar- és nád lebontásának vizsgálata nemzetközi szinten is nagy érdeklődésre tart számot. Kísérletünkben célul tűztük a nád különböző részeinek (levél, szár, rizóma) lebontási ütemének meghatározását a Kis-Balaton Ingói berkében. Vizsgálataink során két lyukbőségű zsákot alkalmaztunk, így makrogerinctelen jelenlétében (nagy lyukbőségű zsákok), illetve hiányában (kis lyukbőségű zsákok) is figyelemmel tudtuk kísérni a lebontást. Az avarral töltött zsákokat a víz-üledék határon helyeztük el, ~1 méteres vízmélységben. A kihelyezéstől számított 14., 32., 48., 60., 74., 123., 144., 158., 197. és 230. napon 3-3 párhuzamos mintát vettünk. Az avarlebontás ütemének meghatározásához a nemzetközi szinten széleskörben alkalmazott exponenciális formulát használtuk, mely alapján a nád különböző növényi részeit lebontási kategóriákba (gyors, közepes, lassú) sorolhattuk. A visszamért száraz tömegek közötti különbségeket t-próbával elemeztük. Eredményeink azt mutatták, hogy a nád rizóma bomlott a leggyorsabban a növényi részek közül, a nagy lyukbőségű eszközben a közepes, a kis lyukbőségűben pedig a lassú kategóriába sorolható. A nád levél és nád szár lebontási üteme mindkét lyukbőségű eszközben a lassú kategóriába esett. A kis és nagy lyukszembőségű avarzsákok tömege között nem találtunk szignifikáns különbséget, melynek oka a kisodródás, illetve a makrogerinctelen szervezetek jelenlétének hiánya lehet.

Kulcsszavak

Kis-Balaton, *Phragmites australis*, nád levél, nád szár, nád rizóma.

Investigating the decomposition of *Phragmites australis* leaves, stalks and rhizomes in the area of Kis-Balaton Wetland System

Abstract

Kis-Balaton Wetland System has a basic role in the improvement of water quality in Lake Balaton, so it has a high priority, besides it is an important nature conservational aquatic habitat. Decomposition of plant materials has a high importance, because it can affect water quality. The investigation of leaf litter decomposition is also a very central topic at international level. In our experiment, we aimed to determine the decomposition rates of different parts of reed (leaves, stalks, rhizomes) in Kis-Balaton Wetland System. During our investigations bags of two mesh sizes were used, so the decomposition process could have been followed in the presence (big mesh size) or absence (small mesh size) of macroinvertebrates. Leaf litter bags were placed to the water-sediment interface at about 1 m depth. Three parallel samples were taken after 14, 32, 48, 60, 74, 123, 144, 158, 197 and 230 days. For the detection of decomposition rates, the widely used exponential formula was applied, so the different plant materials could have been classified to different decomposition categories (fast, medium, slow). The differences among the dry masses were analysed with t-test. Our results showed that the reed rhizomes were the fastest decomposing parts of the investigated materials, which were classified to the medium in the large, and to the slow category in the small mesh size bags. The decomposition rates of reed leaves and stalks had fallen into the slow category in both types of bags. There was no significant difference between the small and large mesh size bags, which can be explained by the drifting and the absence of macroinvertebrates.

Keywords

Kis-Balaton Wetland System, *Phragmites australis*, leaves, stalks, rhizomes.

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

A Kis-Balaton egyedülálló vizes élőhely, amely Ramsari és Natura 2000-es (HUBF30003) területként tartanak nyilván. A Zala folyó Hídvégi-tóba torkollik, mely 1985 óta működik újra, ezt követi a Fenéki-tó (beleértve az Ingói berek területét is), melyet 1992-ben elárasztottak, de a teljes élőhely rekonstrukció és a műtárgyak építése csak 2014-ben fejeződött be (*Árva és társai 2017*). A Kis-Balaton "klasszikus" vizes élőhelynek nevezhetjük, 95% -ban makrofítákkal, elsősorban nádasokkal (*Nguyen és társai 2005, Tátrai és társai 2000*).

A vizes ökoszisztémákban a keletkező szerves anyagok nagy részét olyan emergens makrofíták alkotják, amelyek fontos szerepet játszanak az vízi anyagforgalomban

(*Gessner és Newell 1997*), mivel jelentős mennyiségű tápanyagforrást biztosítanak a víztest számára (*van Dokkum és társai 2002*). A nád a téli időszakban nyugalmi állapotba kerül, melynek során, egyes növényi részek elpusztulnak, és a holt anyag lejut a tó aljzatába. A vízbe hullott avar fokozatosan lebomlik a kioldódás, az időjárási viszonyok és a biológiai hatásoknak köszönhetően (*Eid 2012*), így a növényi szövetekben lévő tápanyagok visszakerülnek a környezetbe és hatással lehetnek a vízminőségre. Ebből adódóan az avarlebontást kulcsfontosságú folyamatnak tekintik a vizes ökoszisztémák metabolizmusában (*Webster és társai 1995, Wallace és társai 1997*), mely fontos információkat szolgáltat a vizes élőhelyek működéséről (*Robinson és Gessner 2003*). Fontos megérteni a nád lebontási folyamatainak vízi ökoszisztémára gyakorolt ha-

tását, amely információkkal szolgálhat a Kis-Balaton-vizes élőhelyeinek kezelésével kapcsolatos hatékony stratégiák kidolgozásához. Vizsgálataink során célul tűztük ki a Kis-Balaton Ingói berkében a nád különböző növényi részeinek (levél, szár és rizóma) lebontási ütemének meghatározását avarzsákos módszerrel.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálatainkat a Kis-Balaton Ingói berkében végeztük 2017. november 16. és 2018. július 3. között. A kísérlethez használt avas nád levelet, másod, illetve harmad éves szárat és rizómát (*Phragmites australis* L.) a kísérlet beállítását megelőző 2 hétben gyűjtöttük, tömegállandóságig szárítottuk, majd 10-10 grammot avarzsákokba töltöttük. Két, különböző lyukbőségű avarzsákokat alkalmaztunk, a nagy lyukbőségű avarzsák 3 mm átmérővel rendelkezett, illetve a kis lyukbőségű avarzsák szemátmérője 900 µm volt. A kis lyukbőségű avarzsákban kihelyezett mintáink kontrollként szolgáltak, mivel abból kisodródás csak igen kis mértékben történhetett, illetve a makrogerinctelen szervezetek nem voltak képesek bejutni. A mintavételek a kihelyezéstől számított 14., 32., 48., 60., 74., 123., 144., 158., 197. és 230. napon történtek, mindkét lyukbőségű zsákból 3-3 párhuzamos mintával. A növényi anyagokat laboratóriumban megtisztítottuk a ráakódott üledéktől, különválasztottuk a makrogerinctelen szervezeteket. Ezt követően a mintákat újra tömegállandóságig szárítottuk, majd visszamértük a tömegüket. Mérési eredményeinket párosított t-próbával elemeztük.

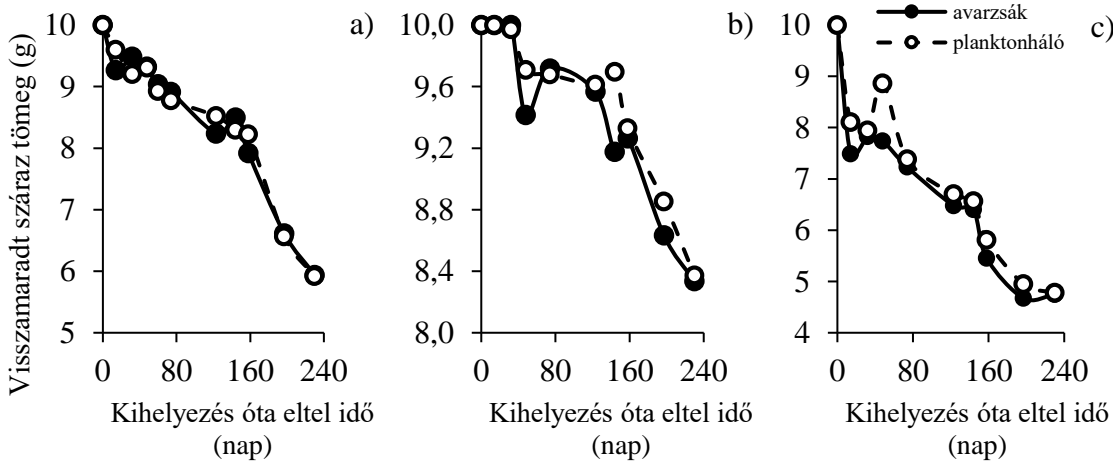
Az avarlebontás sebességének meghatározásához *Boulton és Boon (1991)* nyomán a nemzetközi szakirodalomban elterjedt exponenciális összefüggést alkalmaztuk:

$$M_t = M_0 \cdot e^{-kt}$$

ahol M_t a visszamaradt szárazanyag tömege (g), M_0 a minta tömege a 0. időpillanatban (g), k a bomlási együttható és t a kihelyezés óta eltelt idő (nap). Ha $k < 0,005$, akkor lassú, ha $k = 0,005-0,01$, akkor közepes, ha $k > 0,01$, akkor gyors bomlási kategóriába sorolható. A nád különböző növényi részeinek felezési idejét a $T_H = \ln 2 \cdot k^{-1}$ összefüggés segítségével határoztuk meg (*Bärlocher és társai 2005*).

EREDMÉNYEK

A nád levél, szár és rizóma tömegének időbeli változását az 1. ábra szemlélteti. A vizsgálati időszak 230 napja alatt a nád levél tekintetében a nagy lyukbőségű avarzsákban 40,8%-os, a kis lyukbőségű avarzsákban 40,6%-os tömegcsökkenést detektáltunk. A két lyukbőségű eszközben vizsgált lebontási ütem között nem találtunk szignifikáns különbséget ($P < 0,9853$). A nád szár esetében a nagy lyukbőségű avarzsáknál 16,7%, a kis lyukbőségű avarzsáknál 16,3% tömegvesztést mértünk, és itt sem volt szignifikáns különbség a két lyukbőségű zsákokban történő lebontási ütem között ($P < 0,6434$). A nád rizóma vizsgálatánál 52,5%-os (nagy lyukbőség) és 52,2%-os (kis lyukbőség) tömegcsökkenést állapítottunk meg, melyek szignifikánsan nem tértek el egymástól ($P < 0,5956$). A két lyukbőségű eszközben történő lebontási ütem közötti különbség hiányát a nagy lyukbőségű avarzsákban kevés számban talált makrogerinctelen szervezet (összeségében a teljes vizsgálati időszakban az 1. és 2. mintavételkor 1-1 db szitakötőlárvát, a 6. mintavétel alkalmával 1 db szünyoglárvát), illetve a kis mértékű kisodródás okozhatja.



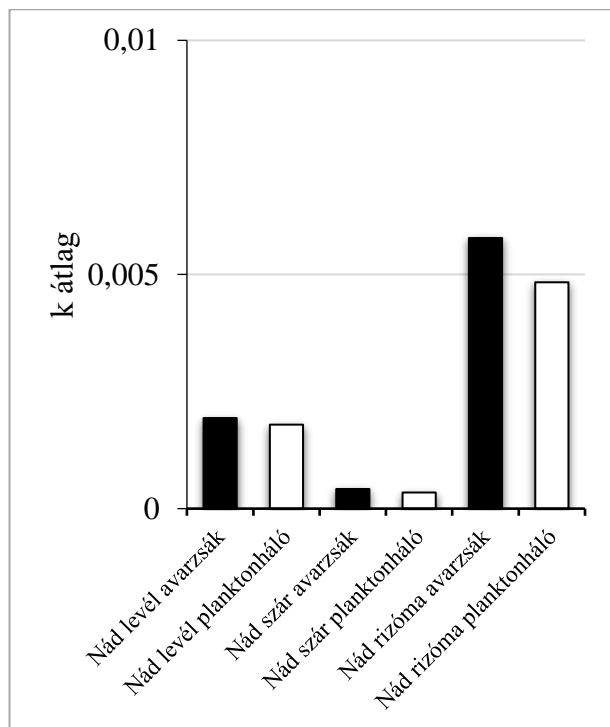
1. ábra. A nád (*Phragmites australis* L.) különböző részeinek (a – nád levél; b – nád szár; c – nád rizóma) visszamaradt száraz tömege a Kis-Balaton Ingói berkében

Figure 1. The remaining dry mass for *Phragmites australis* L. litter (a – leaves; b – stalks; c – rhizomes) in the area of Kis-Balaton Wetland System, Ingói Bay

Az egyes növényi részek lebontása eltérő volt a vizsgálati időszak alatt. A nád levél és szár között (nagy lyukbőségű avarzsák: $P < 0,0279$, kis lyukbőségű avarzsák: $P < 0,0173$), a levél és a rizóma (nagy lyukbőségű avarzsák: $P < 0,0073$, kis lyukbőségű avarzsák: $P < 0,0322$), valamint a szár és a rizóma (nagy lyukbőségű avarzsák: $P < 0,0001$, kis lyukbőségű avarzsák: $P < 0,0001$) között szignifikáns különbséget találtunk.

A bomlási együtthatókat tekintve (2. ábra) a nád szárnál lassú lebontási kategóriát állapítottunk meg (nagy lyukbőségű avarzsák: $k = 0,0004 \pm 0,0002$; kis lyukbőségű avarzsák: $k = 0,0003 \pm 0,0002$). A nád rizómánál a k értéke a nagy lyukbőségű avarzsáknál $k = 0,0058 \pm 0,0058$, a kis lyukbőségű avarzsáknál $k = 0,0048 \pm 0,0041$ volt, előbbi a közepes, utóbbi a lassú kategóriába sorolható be. A nád levél esetében a nád rizómánál alacsonyabb, de a nád szárnál

magasabb lebontási együtthatókat figyeltünk meg, a nagy lyukbőségű avarzsák esetében $k=0,0019\pm 0,0013$ és a kis lyukbőségű avarzsáknál $k=0,0018\pm 0,0007$, melyek a lassú kategóriába sorolhatók. A felezési idők tekintetében a nád levélnél 358 (nagy lyukbőségű avarzsák:) és 387 nap (kis lyukbőségű avarzsák:), nád szárnál 1 654 és 2 015 nap, nád rizómánál pedig 120 és 143 nap felezési időt állapítottunk meg.



2. ábra. A nád (*Phragmites australis* L.) különböző részeinek lebontási együtthatója (k) a Kis-Balaton Ingói-berkében

Figure 2. Decomposition coefficients (k) of *Phragmites australis* L. litter (leaves, stalks and rhizomes) in the area of Kis-Balaton Wetland System, Ingói Bay

EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE

Eid és társai (2014) az egyiptomi Burullus tó területén vizsgálták a nád különböző szerveinek (levél, szár és rizóma) lebontási ütemét. Eredményeik azt mutatták, hogy a vizsgálati időszak 150 napja alatt a levél eredeti tömegének 83%-át, a szár 42%-át, a rizóma 45%-át veszítette el, és szignifikáns különbséget találtak a lebontási ütemek között. Ez kissé eltér az általunk megállapított értékektől, melynek oka lehet, hogy a vizsgálataik során 5 mm-es szembőségű avarzsákat használtak, illetve a kísérletet más éghajlaton állították be. Bedford (2005) nád levélnél $k=0,0036$, szárnál $k=0,0019$ értékeket állapított meg a Reedbad wetland területén, mely értékek magasabbak az általunk kapott értékeknél. Asaeda és Nam (2002) $k=0,0014-0,005$ közötti bomlási együtthatókat detektáltak nád rizóma esetében, a Drainage wetlandnál. Hietz (1992) egy sekély, szikes tóban végzett lebontás kísérletben a nád levélnél $k=0,0031$, nád szárnál $k=0,0005$ lebontási együtthatókat állapított meg.

A különbségek részben a kísérleti helyszínek különböző fizikai és kémiai tulajdonságainak, illetve a kísérlet beállítás időzítésének tulajdoníthatók (Asaeda és Nam 2002). Wrubleski és társai (1997) vizsgálatait azt mutatták,

hogy a kísérlet tavasszal történő beállítása gyorsabb tömegvesztést eredményez, mint a téli időszakban beállított kísérletekben. A növényi anyag begyűjtésének ideje és a növényi részek (száritott vagy friss) víztartalma szintén hozzájárulhat az bomlási sebességének szakirodalomban megfigyelt különbözőségéhez (Gessner 1991).

Kutatásunk során a makrogerinctelen szervezetek lebontási ütemre gyakorolt hatásának vizsgálatát tűztük ki célul a nád három növényi része esetében (nád levél, szár és rizóma). Kísérletünkben nem találtunk különbséget a két lyukbőségű avarzsák között egyik növényi rész esetében sem. Ennek egyik legfőbb oka, hogy a makrogerinctelen szervezetek kis mértékben voltak jelen a vizsgálati területen a kísérleti időszak alatt. Makrogerinctelenek hiányában a nád levél, szár és rizóma kisebb mértékben aprózódott, a fizikai kopás dominált, így a nagy lyukbőségű zsákokból a kisodródás is csak igen kis mértékű lehetett.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönet az EFOP-3.6.1-16-2016-00015 projekt anyagi támogatásáért. A publikáció elkészítését az EFOP-3.6.3-VEKOP-16-2017-00008 számú projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg. Az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-2018-2 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának támogatásával készült.

IRODALOMJEGYZÉK

- Arva D., Tóth M., Mozsár A., Specziár A. (2017). The roles of environment, site position, and seasonality in taxonomic and functional organization of chironomid assemblages in a heterogeneous wetland, Kis-Balaton (Hungary). *Hydrobiologia*, 787(1), 353–373.
- Asaeda T., Nam L. H. (2002). Effects of rhizome age on the decomposition rate of *Phragmites australis* rhizomes. *Hydrobiologia*, 485, 205–208.
- Bärlocher F. (2005). Leaf mass loss estimated by litter bag technique. In Graça, M. A. S., F. Bärlocher, M. O. Gessner, (eds) *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 37–42.
- Bedford A.P. (2005). Decomposition of *Phragmites australis* litter in seasonally flooded and exposed areas of a managed reedbed. *Wetlands*, 25, 713–720.
- Boulton A.J., Boon P.I. (1991). A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: time to turn over an old leaf? *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42, 1–43.
- Eid E. M. (2012). *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.: Its Population Biology and Nutrient Cycle in Lake Burullus, a Ramsar Site in Egypt. LAP LAMBERT Academic Publishing, Saarbrücken.
- Gessner M. O., Newell S. Y. (1997). Bulk quantitative methods for the examination of eukaryotic organoosmotrophs in plant litter. In: Hurst C. J., Knudsen G., McInerney M., Stetzenbach L.D. & Walter M. (eds). *Manual of Environmental Microbiology*. ASM Press, Washington, DC. 295.
- Gessner M. O. (1991). Differences in processing dynamics of fresh and dried leaf litter in a stream ecosystem. *Freshwater Biology*. 26, 387–398.

Hietz P. (1992). Decomposition and nutrient dynamics of reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) litter in Lake Neusiedl, Austria. *Aquatic Botany*, 43, 211–230.

Nguyen H.L., Leermakers M., Kurunczi S., Bozo L., Baeyens W. (2005). Mercury distribution and speciation in Lake Balaton, Hungary. *Science of the Total Environment*, 340, 231–246.

Robinson C. T., Gessner M. O. (2003). Litter decomposition. In: Ward J. V. and Uehlinger U. (eds). *Ecology of a Glacial Floodplain*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 217–230.

Tátrai I., Mátyás K., Korponai J., Paulovits G., Pomogyi P. (2000). The role of the Kis-Balaton Water Protection System in the control of water quality of Lake Balaton. *Ecol. Eng.*, 16, 73–78.

van Dokkum H. P., Slijkerman D. M. E., Rossi L., Costantini M. L. (2002). Variation in the decomposition of *Phragmites australis* litter in a monomictic lake: the role of gammarids. *Hydrobiologia*, 482, 69–77.

Wallace J. B., Eggert S. L., Meyer J. L., Webster J. R. (1997). Multiple trophic levels for a forested stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*, 277, 102–104.

Webster J. R., Wallace J. B., Benfield E. F. (1995). Organic processes in streams of the eastern United States. In: Cushing C. E., Minshall G. W. and Cummins K. W. (eds). *Ecosystems of the World: 22. River and Stream Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam. 117–187.

Wrubleski D.A., Murkin H.R., van der Valk A. G., Nelson J.W. (1997). Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh. *Aquatic Botany*, 58, 121–134.

A SZERZŐK



SIMON BRIGITTA Pannon Egyetem Georgikon Kar, Meteorológiai és Vízgazdálkodási Tanészék, okleveles környezetgazdálkodási agrármérnök, tanársegéd. Kutatásai kiterjednek a standard, iszapos aljzatú és hínárvegetációt is tartalmazó vízfelületek párolgásának meghatározására, továbbá a vízbe hulló avar, illetve nád lebontási ütemének és kioldódási dinamikájának vizsgálatára.

SIMON SZABINA Környezetgazdálkodási agrármérnöki MSc hallgató a Pannon Egyetem Georgikon Karán. Szak-, illetve diplomadolgozatának témája a vízbe hulló avar (fűz, nyár) és nád lebontási dinamikájának vizsgálata. A Magyar Hidrológiai Társaság Környezetvédelmi Szakosztály tagja.

KUCSERKA TAMÁS PhD, okleveles környezetkutató. A Pannon Egyetem, Georgikon Karának Meteorológia és Vízgazdálkodási Tanszékén tanszékvezető, egyetemi docens. Fő kutatási területe a vízbe kerülő avar, illetve nád lebontásának vizsgálata, a lebontásban résztvevő makroszkopikus gombák vizsgálata.

ANDA ANGÉLA Agrometeorológus (DSc, földrajztudomány-meteorológia), a Pannon Egyetem Georgikon Karának egyetemi tanára. Kutatási területe a növény-víz kapcsolat vizsgálata, mely természetett és természetes élőhelyen lévő fajokra is kiterjed.

Az alámerülő hínárnövények párolgásmódosító hatásának vizsgálata

Simon Brigitta*, Kucserka Tamás*, Soós Gábor*, Anda Angéla*

*Pannon Egyetem Georgikon Kar, Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszék (E-mail: simonbrigitta.georgikon@gmail.com)

Kivonat

A globális klímaváltozás a jövőben háttassal lehet a Kárpát-medence felszíni és felszín alatti vízkészleteire. A párolgás különösen fontos a nemzetközi vízkészlet-gazdálkodás szempontjából is, mivel párolgás változásai a tó vízszintjének változékonyságát befolyásolják, ami közvetlenül befolyásolja a vízminőséget. Ennek egyik eszköze a természetes vízfelszín párolgásának jobb megértése. Kísérletünkben célul tűztük ki az iszapot, illetve iszapot és hínárnövényeket is tartalmazó víztest párolgásának vizsgálatát nemzetközi szinten elterjedten alkalmazott „A” típusú párolgásmérő kádakban. Emellett kontrollként egy tiszta csapvízzel töltött kád is beállításra került. Eredményeink azt mutatták, hogy az üledék, illetve a makrofiták jelenléte befolyásolta (növelte) a párolgást. Az egyszerűsített vízmérleg a 2014-es év kivételével minden tenyészidőszakban negatív volt, mely a növények jelenlétében még negatívabbá vált. A mérési eredményekből számolt kád konstansok értékei a hínárral rendelkező kezelés ($1,13 \pm 0,02$ – $1,30 \pm 0,06$) esetében magasabbak voltak az iszappal borított aljzatú kezeléshez ($1,04 \pm 0,02$ – $1,18 \pm 0,06$) viszonyítva.

Kulcsszavak

Párolgás, „A” típusú párolgásmérő kád, iszap, hínár, Balaton.

The modifying effect of submerged macrophytes on evaporation

Abstract

In the future, global climate change can modify the surface and underground water resources of the Carpathian Basin. Evaporation is particularly important in terms of the international water resource management, as changes in evaporation affect the variability of the water level in the lakes, which directly changes water quality. In our experiment, the aim was to study the evaporation of the water body containing macrophytes, in commonly used class "A" evaporation pans, compared with a pan, which contained only sludge and to a control pan, filled with tap water. Our results showed that the presence of sediment and macrophytes influenced (increased) evaporation. Simplified water balance was negative for all growing seasons except for 2014, which was even more negative in the presence of plants. The values of the pan coefficients calculated from the measurement data were higher for the treatment with macrophyte (1.13 ± 0.02 - 1.30 ± 0.06) compared to the sludge-covered treatment (1.04 ± 0.02 to 1.18 ± 0.06).

Keywords

Evaporation, US class A pan, sediment, aquatic macrophyte, Lake Balaton.

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

A párolgás a vízháztartási mérleg kiadási tagja, amelyet standard vízzel töltött „A” típusú párolgásmérő kádakkal széles körben mérnek. Egyszerűségének és alacsony költségének köszönhetően az párolgásmérési hálózatok világszerte több mint fél évszázados múltra tekintenek vissza és meteorológiai szolgáltatások intézményi keretei között alakultak ki (*Lim és társai 2013*). A Kárpát-medencére előre jelzett csapadéktendenciákra vonatkozó RCM-szimulációk eredményei szerint a szélsőséges csapadék gyakorisága általánosan növekedni fog az egész közép-európai régióban, kivéve a nyáron, amikor a tendencia csökkenése valószínű (*Bartholy és társai 2015*). A szélsőséges időjárási viszonyok és a globális felmelegedés helyszíni hatásai együttesen befolyásolhatják a párolgási folyamatokat, és a belső visszacsatolások kihívást jelentenek (*Azarin-Molina 2015*). Ezért kiemelkedően fontos megértenünk a természetes vízfelületek párolgását, melyet jelenleg világszerte tiszta csapvízzel töltött „A” kádak segítségével mérnek, azonban a természetben ilyen tiszta víz nincs.

Az alámerülő édesvízi vízi makrofiták adják a domináns autotróf biomasszát számos parti övezetben, több ökoszisztémában központi szerkezeti és funkcionális szerepet töltenek be (*Mineur és társai 2015*). A

Potamogeton perfoliatus, a *Myriophyllum spicatum* és a *Najas marina* a Balaton legjelentősebb alámerülő, gyökerező makrofitái (*Vári 2012*). Ezen hínárnövények befollyással lehetnek a párolgásra is, így kísérletünkben célul tűztük ki az alámerülő gyökerező makrofiták párolgásmódosító hatásának feltérképezését 2014-2018 tenyészidőszakaiban.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Kísérletünket a Pannon Egyetem Georgikon Kar Agrometeorológiai Kutatóállomásán (Keszthely) állítottuk be 2014 és 2018 tenyészidőszakában (június-szeptember). A tenyészidőszak hosszúságát minden évben a hínár megjelenése, illetve kádakban való elhalása határozta meg. Vizsgálatainkban a hagyományos párolgásmérő „A” kádakat alkalmaztunk (WMO), melynek átmérője 1,21 m, magassága 0,25 m és nemzetközi standard szerint 0,15 m magas farácson helyezkedik el. Ezeket a kádakat a gyakorlatban tiszta vízzel töltik meg, de ilyen tiszta víz a természetben nem fordul elő. Ezért a hagyományos, tiszta vízzel töltött kádak (továbbiakban kontrol) párolgásának mérése mellett további két kezelést állítottunk be: egy iszappal borított aljzattal (0,02 m) rendelkező „A” kádat (továbbiakban iszap) és egy iszapba ültetett gyökerező, alámerülő hínárnövényekkel (nedves tömeg ~3 kg) telepített „A” kádat (továbbiakban hínár) (*1. ábra*).

A kádakba telepített növények a Balaton Keszthelyi-öblére jellemző fajok voltak: füzéres süllőhínár (*Myriophyllum spicatum*), hínáros békaszőlő (*Potamogeton perfoliatus*) és nagy tüskés hínár (*Najas marina*). A kádak vízszlop magasságának mérését reggelente 7 órakor végzetük. Az egymást követő napokon mért vízszlop magasságok különbségéből kiszámítottuk a napi párolgási értékeket. A mérési eredményeinket párosított t-próbával elemeztük. Az üledékkel rendelkező kád (K_{as}), illetve az iszapot és hínárnövényeket tartalmazó kád (K_{ah}) koefficiense a mérési eredményekből számítottuk az alábbi összefüggés segítségével:

$$K_{as} = \frac{E_s}{E_p} \quad (1)$$

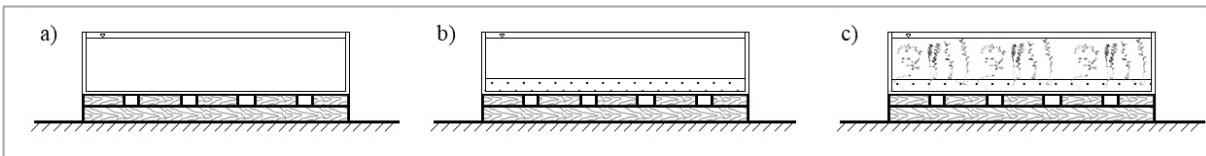
$$K_{ah} = \frac{E_h}{E_p} \quad (2)$$

ahol E_p a kontrol kezelés napi párolgása (mm), E_s az iszap-

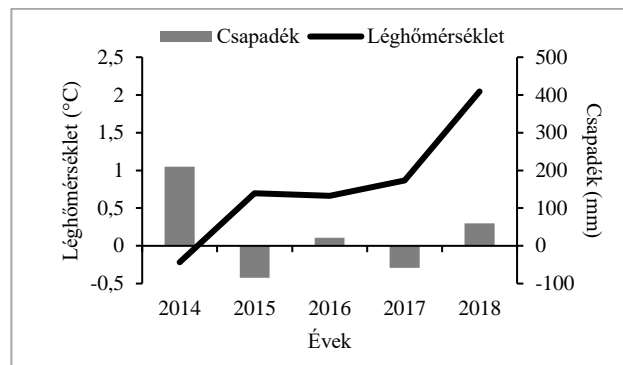
pal rendelkező kád napi párolgása (mm) és E_h az iszappal és hínárral telepített kád napi párolgása (mm). A tenyészidőszakok időjárásnak elemzéséhez (léghőmérséklet, csapadék) szükséges meteorológiai adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálat tulajdonában álló QLC-50 automata mérőállomás szolgáltatta.

EREDMÉNYEK

A vizsgálati évek (2014-2018) június-szeptemberi időszakokra vonatkozó (tenyészidőszak) átlagos léghőmérséklet és csapadékösszegeinek eltérését a klímanormáltól (1871-2000) a 2. ábra mutatja. 2014-ben 0,2°C-al alacsonyabb, 2015-ben és 2016-ban 0,7°C-al, 2017-ben 0,9°C-al, 2018-ban 2,0°C-al magasabb volt a tenyészidőszak középhőmérséklete a 130 éves átlaghoz viszonyítva. Csapadékösszeg esetében 2014-ben 209,6 mm-el, 2016-ban 21,5 mm-el, 2018-ban 59,5 mm-el több, 2015-ben és 2017-ben 84,8 mm-el és 58,7 mm-el kevesebb csapadékot mértünk.



1. ábra. A kontrol (a), az iszap (b) és hínár (c) kezelések a párolgásmérő „A” kádakban
Figure 1. The control (a), sediment (b) and macrophyte (c) treatments in the class „A” evaporation pans



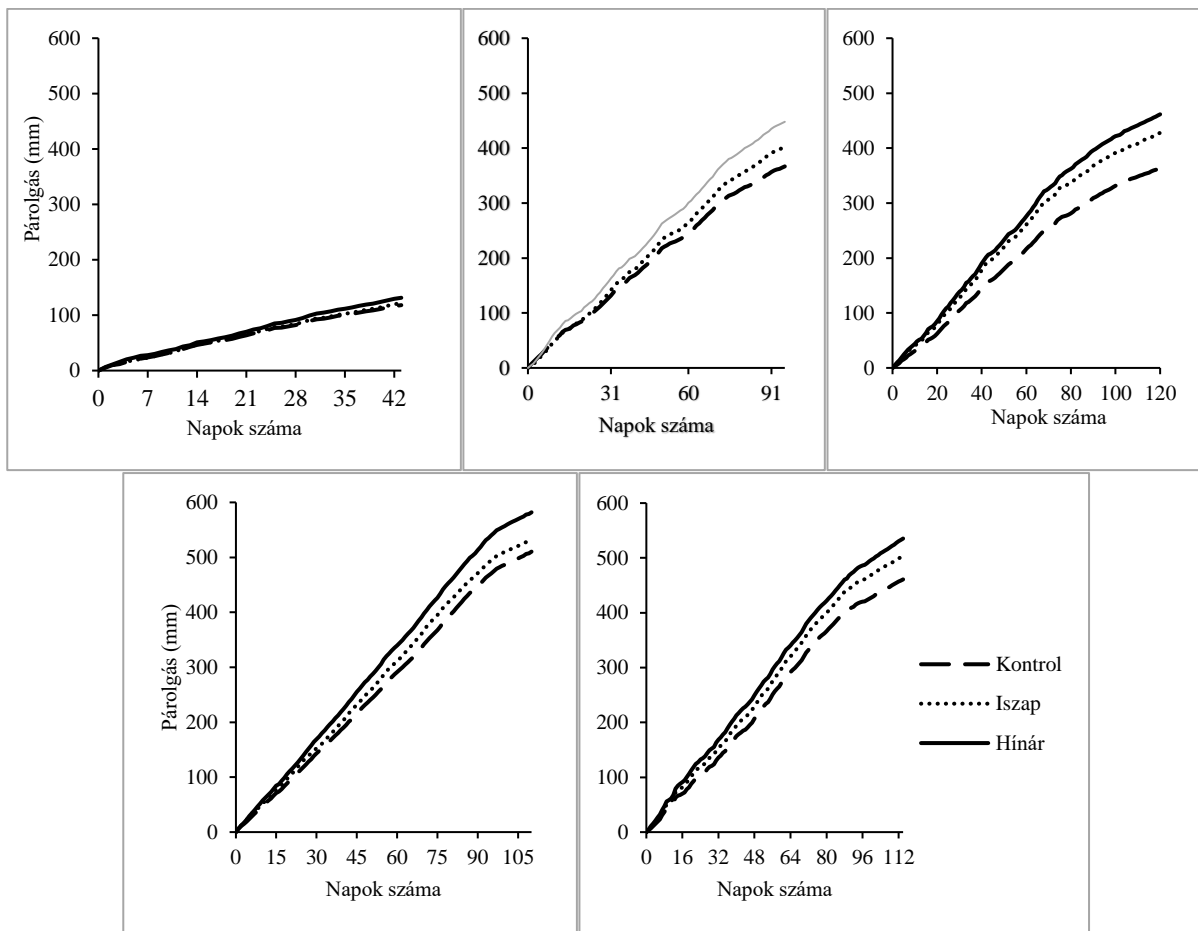
2. ábra. Az átlaghőmérséklet és a csapadékösszeg alakulása 2014-2018 tenyészidőszakokban (június-szeptember)
Figure 2. The mean air temperature and total precipitation during the growing seasons of the studied years (June - September)

A vizsgálati időszakok kumulatív párolgását a 3. ábra mutatja be. Általánosságban elmondható, hogy minden évben az iszap és a hínár kezelés párolgása magasabb volt a kontrol kezelés párolgásánál. A 2014-es tenyészidőszakban nem találtunk szignifikáns különbséget a kontrol és az iszap ($P < 0,138$), illetve a hínár és az iszap ($P < 0,061$) kezelések párolgásai között. 2015-ben minden kád párolgása eltért ($P < 0,0001$). 2016-ban az iszap és a hínár kezelések párolgásai között nem találtunk különbséget ($P < 0,159$). 2017-ben a kontrol és az iszap között ($P < 0,245$), 2018-ban a kontrol és az iszap ($P < 0,104$), illetve az iszap és hínár ($P < 0,224$) kezelés nem mutatott szignifikáns eltérést.

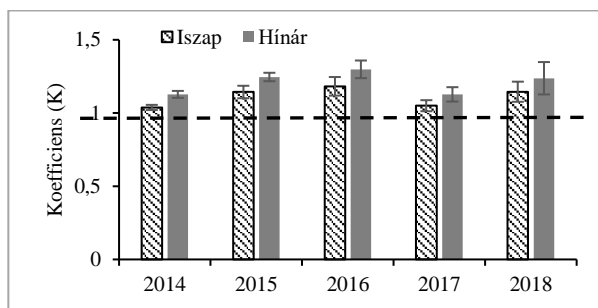
A mért párolgásértékekből számított kádkonstansok alakulását a 4. ábra szemlélteti. Ha a konstans értéke jelzi, hogy az iszap és hínár kezelések párolgása milyen mérték-

ben haladja meg a kontrol kezelés párolgását. Minden vizsgálati időszakban mind az iszap, mind a hínár kezelésnél 1-nél magasabb értékeket figyeltünk meg. A legalacsonyabb konstansokat 2014-ben ($K_{as}=1,04 \pm 0,02$; $K_{ah}=1,13 \pm 0,02$) és 2017-ben ($K_{as}=1,05 \pm 0,04$; $K_{ah}=1,13 \pm 0,05$) detektáltuk. 2016-ban ($K_{as}=1,18 \pm 0,06$; $K_{ah}=1,25 \pm 0,03$) és 2018-ban ($K_{as}=1,15 \pm 0,07$; $K_{ah}=1,24 \pm 0,11$) figyeltük meg a legmagasabb értékeket. A 2015-ös évben az együttható szezonális átlagai a K_{as} és K_{ah} esetében 1,14 \pm 0,04 és 1,24 \pm 0,03 voltak.

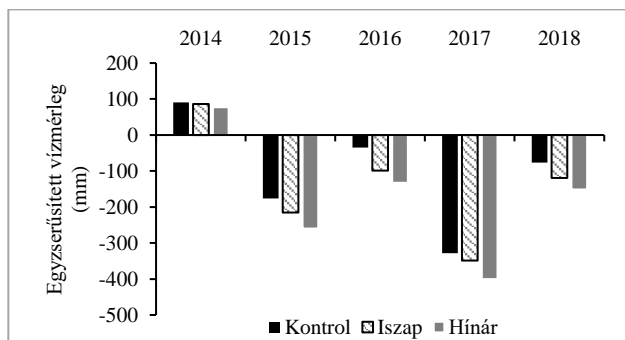
A 5. ábrán az „A” kádakra számolt egyszerűsített vízmérleg (csapadék és párolgás különbsége) alakulása látható. A 2014-es év kivételével minden tenyészidőszakban negatív vízmérleget figyeltünk meg. A hínár kezelés vízmérlege minden esetben negatívabb volt a kontrol és iszap kezeléshez viszonyítva.



3. ábra. A kumulatív párolgás alakulása a vizsgálati években (2014-2018)
 Figure 3. Cumulative evaporations (mm) of Class A pan (2014-2018)



4. ábra. A kád koefficiensek (K) alakulása az iszap és a hínár kezeléseket esetében 2014-2018 tenyészidőszakaiban (június-szeptember)
 Figure 4. The pan coefficients (K) of sediment and macrophyte treatments during the growing seasons of the studied years (June - September)



5. ábra. Az egyszerűsített vízmérleg (csapadék – párolgás, mm) alakulása a vizsgálati évek tenyészidőszakaiban (június-szeptember)
 Figure 5. The simplified water balance (precipitation - evaporation, mm) during the growing seasons of the studied years (June - September)

EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE

A vizsgálati évek eltérő időjárása hatással van a kádak párolgására (Anda és társai 2016, Anda és társai 2018), a hűvösebb, illetve csapadékosabb tenyészidőszakokban nem találtunk szignifikáns különbséget az iszap és a hínár kezelés párolgás értékei között. Ezzel szemben a kontrol és a hínár kezelés párolgása minden évben statisztikailag igazolhatóan eltért. A kádkonstansokból és az egyszerűsített vízmérleg adataiból arra következtethetünk, hogy a gyökerező, alámerülő hínárnövények jelenléte fokozza a víztest párolgását. Ennek oka, hogy az üledékkel borított fenék és a hínárnövények jelenléte a párolgásmérő kádak színét sötétebbé tették, ezáltal csökkentve az albedót, aminek következtében a víztest több energiát nyelt el. Továbbá a hínárnövények élettani folyamatai is hozzájárulhattak a magasabb párolgáshoz. Brezny és társai (1973) 0,5 m³ vízzel és makrofitákkal (vízi jácint) betelepített tartályokat használtak, míg a kontrol tartályuk csak vízzel volt feltöltve. A szerzők megjegyezték, hogy a vízi jácinttal rendelkező tartály átlagos párolgása 26%-kal magasabb volt a kontrol kezeléshez viszonyítva. Mohamed és társai (2012) is arra következtetésre jutottak, hogy nem helyes az a feltételezés, hogy a makrofitákkal rendelkező víztest párolgása megegyezik szabad víztestek párolgásával, amely nem tartalmaz növényzetet.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönet az EFOP-3.6.1-16-2016-00015 projekt anyagi támogatásáért. A publikáció elkészítését az EFOP-3.6.3-VEKOP-16-2017-00008 számú projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

IRODALOMJEGYZÉK

Anda, A., Simon, B., Soós, G., Menyhárt, L., Teixeira da Silva, J.A., Kucserka, T. (2018). Extending class A pan evaporation for a shallow lake to simulate the impact of littoral sediment and submerged macrophytes: a case study for Keszthely Bay (Lake Balaton, Hungary). *Agricultural and Forest Meteorology*, 250-251, 277-289.

A SZERZŐK



SIMON BRIGITTA Pannon Egyetem Georgikon Kar, Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszék, okleveles környezetgazdálkodási agrármérnök, tanársegéd. Kutatásai kiterjednek a standard, iszapos aljzatú és hínárvegetációt is tartalmazó vízfelületek párolgásának meghatározására, továbbá a vízbe hulló avar, illetve nád lebontási ütemének és kioldódási dinamikájának vizsgálatára.

SOÓS GÁBOR Tanársegéd, a Pannon Egyetem Georgikon Karának oktatója. Oktatási és kutatási területe a meteorológia különböző szakterületei (evapotranszpiráció) mellett kiterjed a környezetgazdálkodás, különösen a hulladékgazdálkodással, hulladékkezeléssel foglalkozó szakterületekre.

KUCSERKA TAMÁS PhD, okleveles környezetkutató. A Pannon Egyetem, Georgikon Karának Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszékén tanszékvezető, egyetemi docens. Fő kutatási területe a vízbe kerülő avar, illetve nád lebontásának vizsgálata, a lebontásban résztvevő makroszkopikus gombák vizsgálata.

ANDA ANGÉLA Agrometeorológus (DSc, földrajztudomány-meteorológia), a Pannon Egyetem Georgikon Karának egyetemi tanára. Kutatási területe a növény-víz kapcsolat vizsgálata, mely természet és természetes élőhelyen lévő fajokra is kiterjed.

Anda, A., Simon, B., Soos, G., Teixeira da Silva, J.A., Kucserka, T. (2016). Effect of submerged, freshwater aquatic macrophytes and littoral sediments on pan evaporation in the Lake Balaton region, Hungary. *Journal of Hydrology*, 542, 615-626.

Azorin-Molina, C., Vicente-Serrano, S.M., Sanchez-Lorenzo, A., McVicar, T.R., Moran-Tejeda, E., Revuelto, J., El Kenawy, A., Martin-Hernandez, N., Tomas-Burguera, M. (2015). Atmospheric evaporative demand observations, estimates and driving factors in Spain (1961–2011). *Journal of Hydrology*, 523, 262–277.

Bartholy, J., Pongrácz, R., Kis A. (2015). Projected changes of extreme precipitation using multi-model approach. *Időjárás*, 119(2), 129-142.

Brezny, O., Mehta, I., Sharmas, R.K. (1973). Studies of evapotranspiration of some aquatic weeds. *Weed Sci*, 21(3), 197-204.

Lim, W.H., Roderick, M.L., Hobbins, M.T., Wong, S.C., Farquhar, G.D. (2013). The energy balance of a US Class A evaporation pan. *Agricultural and Forest Meteorology*, 182–183, 314–331.

Mineur, F., Arenas, F., Assis, J., Davies, A.J., Engelen, A.H., Fernandes, F., Malta, E., Thibaut, T., Nguyen, Tu Van, Vaz-Pinto, F., Vranken, S., Serrão, E.A., De Clerck, O. (2015). European seaweeds under pressure: Consequences for communities and ecosystem functioning. *J. Sea Res.*, 98, 91–108.

Mohamed, Y., Bastiaanssen, W., Savenije, H., Hurk, B. V., Finlayson, C. (2012). Wetland versus open water evaporation: An analysis and literature review. *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C*, 47-48, 114–121.

Vári Á. (2012). *Propagation and growth of submerged macrophytes in Lake Balaton*. PhD Thesis, Eötvös Loránd University.

Fórum

A 2006. augusztus 1-én közreadott „Bökényi Nyilatkozat”-ot az aláíró szervezetek vezetői az MHT XXXVII. Országos Vándorgyűlésén, Pécsen, 2019. július 3-án megújították.

EGYÜTT A VÍZBIZTONSÁGOS MAGYARORSZÁGÉRT! A „Bökényi Nyilatkozat” megújítása

A Magyar Mérnöki Kamara, a Magyar Hidrológiai Társaság, a Magyar Víziközmű Szövetség, a Vízgazdálkodási Társulatok Országos Szövetsége és a GWP (Víz Világ Partnerség) Magyarország, Bökényben, 2006. augusztus 1-én nyilatkozatot adtak közre „Együtt a vizeinkért!” címmel. A nyilatkozathoz később csatlakozott a Magyar Víz- és Szennyvíztechnikai Szövetség is.

A „Bökényi Nyilatkozat” bevezető gondolata a következő volt: „Az emberiség egy vízválság terhével lépett a XXI. századba”. Ebből vezették le a nyilatkozat kiadói az EU vízpolitikájával kapcsolatos időszerű, mégis jövőbe mutató feladatot, a Víz Keretirányelv végrehajtásának szükségességét, és fejezték ki ezirányú közös támogatási szándékukat, határoztak meg konkrét együttműködési keretet.

Az előbb idézett bevezető gondolat, nevezetesen a vízválság, annak megelőzése ma is időszerű, olyannyira, hogy a 2017-ben széles körű szakmai konszenzussal megszületett új magyar vízgazdálkodás politika, a Kvassay Jenő Terv kidolgozásának a céljai között első helyre került, hogy:

- a világot fenyegető vízválságot hazánk elkerülhesse, annak már mutatkozó jelei ellen időben megtehesse a szükséges intézkedéseket, majd
- őrizzük meg a vizet a jövő nemzedékek számára, mert az élet mással nem pótolható feltétele, és a gazdaság erőforrása,
- hatékonyan, a gazdaságot támogatóan éljünk a kímálkozó előnyeivel,
- kellő biztonságban legyünk fenyegető káraitól.

E célok elérése érdekében a 2030-ig terjedő időszak fő feladatsportjait, jelen közös Nyilatkozat aláírói a következőkben állapítják meg:

- a vízviisszatartás fokozása és vizeink jobb hasznosítása,
- a veszélyhelyzet-elhárítás orientált vízkárelhárításról a megelőzés-központú vízgazdálkodásra történő áttérés,
- a vizek állapotának fokozatos javítása és a jó állapot elérése, a vízfolyások természetes állapotának megtartása,
- mindent meg kell tenni a minőségi víziközmű szolgáltatás fenntartása érdekében, az infrastruktúra fenntartás és fejlesztés, valamint szolgáltatásbiztosítás költségeinek megtérülésével,

- ki kell alakítani a csapadékvíz gazdálkodás rendszerét,
- a társadalom és a víz viszonyának javítása,
- a vízügyi tervezés és irányítás, valamint a vízgazdálkodás gazdaság-szabályozási rendszerének megújítása.

Az előbbi célok érvényesítése érdekében az aláírók megerősítik a szándékukat egy vízgazdálkodási együttműködés tovább folytatására, aminek a keretében:

- támogatják a Kvassay Jenő Terv végrehajtását szolgáló fejlesztési tervek, a kapcsolódó, integrált jogi és szervezeti háttér kidolgozását,
- támogatják az ENSZ 2015-ben elfogadott Fenntartható Fejlesztési Terveinek, különösen a központi jelentőségű vizes céloknak (SDG 6, SDG 11.5) az elérését,
- aktív részesei kívánnak lenni a fejlesztési tervek, különösen a 2021 – 2027 közötti EU fejlesztési ciklus finanszírozási kereteinek a kidolgozásában, különös tekintettel az olyan kiemelt problémák megoldására, mint a víziközművek rekonstrukciója és az ország vízmegtartó képességének a növelése,
- az egyre fokozódó munkaerő- és szakemberhiány ellensúlyozására támogatják a korszerű oktatás és képzés fejlesztését, valamint az ágazat felelősségéhez igazodó bér- és jövedelemviszonyok kialakítását.

Az együttműködés keretében:

- ez irányú tevékenységeiket egyeztetik,
- a tudomásukra jutó különböző tervekről, intézkedési programokról, jogszabályi vagy más változtatásokkal kapcsolatos elképzelésekről kölcsönösen tájékoztatják egymást és töreksenek közös álláspont kialakítására, illetve érvényesítésére,
- a nemzetstratégiai fontosságú, a korszerű európai normáknak megfelelő, jogilag, pénzügyileg és szervezetenként megfelelően alátámasztott vízgazdálkodás megvalósításához szorgalmazzák, hogy a vízgazdálkodási tudományos kutatás és fejlesztés, valamint a felsőoktatás kapjon megfelelő súlyt és erőforrásokat,
- elősegítik a vízzel foglalkozó személyek és szervezetek társadalmi elismertségének javítását.

A Magyar Hidrológiai Társaság XXXVII. Országos Vándorgyűlésén,
Pécsen, 2019. július 3-án

Magyar Mérnöki Kamara
Vízgazdálkodási és Vízépítési Tagozat:

Reich Gyula sk.
elnökségi tag

Magyar Víziközmű Szövetség:

Kurdi Viktor sk.
elnök

Vízgazdálkodási Társulatok Országos
Szövetsége:

Szegedi Sándor sk.
elnök

Magyar Hidrológiai Társaság:

Dr. Szlávik Lajos sk.
elnök

GWP Magyarország Alapítvány:

Lovas Attila sk.
elnök

Magyar Víz- és Szennyvíztechnikai
Szövetség:

Kovács Károly sk.
elnök



A nyilatkozat aláírói balról jobbra:
Reich Gyula, Kovács Károly, Kurdi Viktor, Szegedi Sándor, Lovas Attila és dr. Szlávik Lajos

Fórum

Az alábbi cikket utánközlésként jelentetjük meg a Magyar UNESCO Bizottság Titkárságának engedélyével. Az eredeti cikk megjelent Az UNESCO fennállása 70. évfordulójának emlékére - 2016 című kötetben. Szerkesztette Hudecz Bálint. Kiadó a Magyar UNESCO Bizottság Titkársága, Budapest, 2016, ISBN 978-963-7364-03-7.

Életem legizgalmasabb huszonöt éve – Gondolatok az UNESCO-ról

Szöllősi-Nagy András

az UNESCO Nemzetközi Hidrológiai Programjának volt igazgatója (1989 – 2009), majd az UNESCO-IHE Institute for Water Education¹ leköszönt rektora, 2009–2014.

„Dum spiro spero” (Cicero)²

Barátaimon és családomon kívül valószínűleg a kutyát sem érdekli, hogy mi volt életem legizgalmasabb huszonöt éve – és ebben tökéletesen igazuk is lenne. Ám ez a huszonöt év egybefonódott az UNESCO-val, ott hihetetlen sok érdekes dolgot láttam és tanultam s ezeket talán érdemes megosztani másokkal is, különös tekintettel a „hogyan tovább”-ra. A kérdés tehát az, vajon mit tudnánk még közösen tenni, hogy ez az intézmény újra régi fényében tündökölhessen és úgy szolgálja a világ intellektuális progresszióját, ahogy fénykorában, a hatvanas években tette. Előjáróban annyit, hogy az UNESCO-t az ENSZ talán legfontosabb intézményének tekintem, ideértve a tűzoltó Biztonsági Tanácsot is.

Hogy miért? Mert kulturális, tudományos és oktatási nemzetközi együttműködéssel az UNESCO hosszú távra határozhatja meg a világ szellemi alakulását – márpedig minden ettől függ s nem a pénztől és fegyverektől, ahogy sokan gondolni vélik. Nagy kár, hogy ezt, a zömében négy évi regnáló politikusok – már ha szerencséjük van, és kihúzzák négy évig – nem nagyon értik, vagy nem érdekli őket s politikájukban nem adják meg az UNESCO-nak azt a prioritást, amelyet egyébként a köz és egyben saját jól felfogott érdekük – igaz, hosszú távon – megkövetelne. Nekem úgy tűnt Párizsból, hogy ez hazánk politikusaíra nézve az elmúlt negyedszázadban különösen igaz volt. Sajnos.

De hadd kezdjem az elején!

HOGY KERÜLTEM ÉN ODA?

Véletlenek sorozatának eredményeképpen 1989 nyarának végén. Ám a történet és a vonzalom sokkal korábban kezdődött. Valamikor a hatvanas évek elején. Talán tizenegy éves lehettem, és kezdtek szemeim nyiladozni a világ dolgaira. A tetszőleges nyelven akkor Magyarországon elérhető újságok – számomra undok politikától átítatott – tartalmától felettébb irtóztam. A skála a *Pravdatól* a *Morning Starig* terjedt. Más külföldi lapot a kioszkokban nem lehetett kapni. Kivéve az *UNESCO Courier*-t, mert az feltétele

és része volt Magyarország és az UNESCO közötti megállapodásnak attól a pillanattól kezdve, mikor hazánkat felvették az UNESCO tagállamai közé. Számomra tehát az *UNESCO Courier* jelentette egyrészt az értelmes nyelvtanulás lehetőségét, másrészt a világra nyíló ablakot Le Corbusiertől Abu Szimbelig, a kibernetikától Pierre Boulezig, Teilhard de Chardintól Bourbakin át Wittgensteinig. Ma is ebből élek.

A következő, most már szakmaibb morzsa szintén a hatvanas évek közepére datálható. Bakonyánána, 1965, a Közép-dunántúli Vízügyi Igazgatóság Kísérleti Hidrológiai Allomása. Ez az év volt az UNESCO Nemzetközi Hidrológiai Decenniumának (International Hydrological Decade – IHD) kezdete, és mint fontos nyitó rendezvény ebben az évben zajlott a Hidrológiai Tudományok Nemzetközi Szervezetének (International Association of Scientific Hydrology – IAHS³) budapesti Nemzetközi Kísérleti és Reprezentatív Vízügytörk Konferenciája is. A szakmai kirándulást sógorom, Zsuffa István⁴ vezette, a Közép-dunántúli Vízügyi Igazgatóság új bakonyánáni Kísérleti Hidrológiai Állomását bemutatandó. Ez volt az első igazán nagy nemzetközi szakmai konferencia Magyarországon az amnesztia után, ami megtörte a kényszerített vagy vállalt tudományos elszigeteltséget, ugyanakkor fontos lépés volt az UNESCO szellemi irányítása alatt kifejlődő hidrológia tudományos megalapozásához. A szakma nagyjai közül sokan vettek részt a korszakos konferencián keletről és nyugatról egyaránt, többek között a hidrológia papájának tekintett amerikai Ven Te Chow is, aki egy évvel korábban jelentette meg a szakmai fordulópontnak számító szeminális *Applied Hydrology*-ját (1964). Én akkor a bakonyánáni telepen, a Prém-malomban sertepertéltem, mint észlelő és középiskolás diák. István sógorom irányításával a Kazó-féle mesterséges esőztető-aparátussal mértem a felszíni mikroflowást a Prém-malom különböző helyein. Frankofón lévén, Zsuffa éppen egy francia csoportot kalauzolt a kísérleti telepen, azt hiszem a nagy tiszteletben álló Rodier professzor vezette francia hidrológusok emi-nens körét, és vázolta a hosszú csapadékidősorok fontosságát, valamint a magyar hidrológia ugyancsak nagymúltú és élenjáró voltát; példaként a telepen már régóta üzemelő

¹ Víz tudományi Oktató Intézet.

² “Amíg élek, remélek”

³ Később: International Association of Hydrological Sciences (IAHS)

⁴ Dr. Zsuffa István (1933-2004), CSc, DSc, a kilencvenes években a Budapesti Műszaki Egyetem hidrológia professzora, tanszékvezető.

csehszlovák csapadékíró hozta fel. Voila! – csapott is a trágádomb melletti műszerre István. Rodier-t sajnos annyira érdekelte a magyar hidrológia helyzete és a csehszlovák műszeripar remeke, hogy kinyitotta a műszerajtót, amire egy döglött galambtetem és a cseh nyelvű tömzsi műszerkönyv hullott ki a műszerből. (A műszert előző nap Prém urammal én telepítettem, de a galambot illetően máig ártatlan vagyok....) Hja, a nagymúltú magyar hidrológia! – somolygott Rodier, mi pedig Istvánnal együtt szerettünk volna eltűnni a térképről.

Azt hiszem, akkor határoztam el, hogy hidrológus leszek.

Az UNESCO Nemzetközi hidrológiai programja (International Hydrological Programme – IHP) a hatvanas évek közepén indult a Nemzetközi Hidrológiai Dekád szerves folytatásaként. Az IHD volt az első valóban globális hidrológiai tudományos együttműködési program, részint a sikeres, 1958-ban záródó Nemzetközi Geofizikai Év (International Geophysical Year – IGY), részint az UNESCO arid területekkel foglalkozó kutatási programjának folyományaként. Kevesen voltak akkoriban, akik látták, hogy a jövő egyik nagy, ha nem a legnagyobb kihívása a víz lesz. Az UNESCO-s francia Michel Batisse, az amerikai Ray Nace és a Hidrológiai Tudományok Nemzetközi Szövetségének (IAHS) főtitikára, a belga Claude Tison voltak azok, akik ma már hihetetlennek tűnő szívóssággal győzték meg az UNESCO-t alkotó államok kormányait arról, hogy szükséges egy kormányközi hidrológiai kutatási program, mert csakis a kormányok közötti együttműködés teremtheti meg a globális hidrológiai adatcserét, valamint a hidrológiai körfolyamat jobb megismerését. Meg kell itt jegyezni, hogy akkoriban azt sem lehetett kellő pontossággal tudni, hogy mekkora is a Föld vízkészlete és az miként oszlik meg térben és időben. A programmal kapcsolatban feltétlenül meg kell említeni Lászlóffy Woldemárt, aki az első pillanattól kezdve szorgalmazta a magyar részvételt. Stelczer Károly, Szesztay Károly, Starosolszky Ödön, Major Pál és Ubell Károly voltak azok a magyar kutatók, illetve víztudomány-politikusok, akik meghatározó szerepet játszottak a program kialakításában és az akkor igen erős magyar részvétel elősegítésében. (Zárójelbe kívánkozik, de megjegyzendő, hogy a hatvanas években csakugyan nemzetközi színvonalú volt a magyar hidrológiai kutatás. Régi dicsőségünk ...)

Az IHP tehát kormányközi tudományos program, amelyben ma 170 ország vesz részt, s talán nem túlzás azt állítani, hogy valójában az IHP teremtette meg a hidrológiát, mint tudományt (ez persze még jóval az „én időm” előtt történt...). Ide kívánkozik annak a szomorú ténynek a rögzítése, hogy ma Magyarországon, azt hiszem, első-sorban a VITUKI (eredetileg: Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet⁵) ostoba tönkretétele miatt, az IHP nem működik, az IHP Magyar Nemzeti Bizottsága megszűnt létezni, vezetői vákuum és teljes érdektelenség alakult ki. Mintha mindenkit csak a pénz érdekelne, és a hon érdeke nem szempont. Még ha ennek nagy garral az el-lenkezőjét is hirdetik néhányan.

VÉGÜL IS HOGYAN KERÜLTEM AZ UNESCO-BA?

Véletlenül, mert soha nem szerepelt életcéljaim között, hogy nemzetközi tudományburokrata legyek (még mielőtt valaki félreérti, sebtiben meg kell jegyezni, hogy tudományburokrataként definiálom az egyetemi rektorokat, akadémiai elnököket és a kutatóintézeti igazgatókat is a szó Max Weber-i és nem szükségképpen pejoratív értelmében). Békésen éltem a kutatók boldog életét a VITUKI-ban, ahol imádtam lenni, cikkeket, könyveket írtam, szakfolyóiratokat szerkesztettem itthon és külföldön, szimpóziumokra jártam, tanítottam különféle UNESCO kurzusokon Bangkoktól Svédorszáig és vissza. Az akkori szokások szerint disszertáltam mindenféle bohó fokozatokért és arról ábrándoztam, hogy ha egyszer majd kiéregszem a tudományos versenyből, ami ugye elég kegyetlen, a Műegyetemen leszek egyetemi tanár és megosztom a többiekkel, amit még tudok. A sors aztán úgy hozta, hogy előbb lettem professzor Kanadában, mint itthon, de a nyolcvanas években ez itt már csak így volt. Később aztán itthon is felkentek egyetemi tanárnak, ám akkorra az UNESCO már jobban érdekelt. De még nem tartunk ott a történetemben.

Kanadában volt egy doktoranduszom, egy igen okos, ám kiállhatatlan alak – állandóan a nyakamon lógott, hogy adjak már neki egy, az ő szellemi képességeihez méltó problémát és ne rutinfeladatokkal gyötörjem. Ez persze erősen bőszített és felettébb arrogánsnak is tartottam, úgy-hogy gondoltam, adok neki egy olyan feladatot, aminek a megoldásával már két éve vesződtem, de nem jutottam semmi használható eredményre, így aztán valószínűleg ő sem fog vele sokra menni és békén hagy majd egy jó ideig. A feladat maga elég egyszerűnek hangzik: lehetséges-e egy modell struktúrájából kiindulva az előrejelzési hibák továbbterjedését csak az időelőny és a modellstruktúra függvényében meghatározni? Ez a gyakorlati hidrológiai előrejelzési alkalmazások során igen fontos, azonban a megoldás elméletileg nem túl könnyű. A kulcs egy elég bonyolult, nemlineáris mátrix-differenciálegyenlet megoldásában rejlik, amit én két év alatt nem tudtam megtenni. A kiállhatatlan doktoranduszom viszont két nap múlva visszajött egy briliáns megoldással. Ez számomra elég nagy megrázkódtatás volt, és elégséges ok ahhoz, hogy 37 évesen nyugdíjazsam magam az aktív tudományból. (A doktoranduszom nagy sikerrel befejezte a disszertációját, azonban – májam jelentős javulására – sajnálatosan hamar ő is korengedménnyel nyugdíjazta magát a tudományból; ma Sanghaj egyik leggazdagabb kereskedője, és nagyon jóban vagyunk...) Nem akartam olyan egyetemi ember lenni, aki diákjai eredményei elé első szerzőként odabiggyeszi a nevét. (Ebbéli elhatározásomban aztán a pályám végén nem voltam teljesen konzisztens ...) Szóval mindenképpen akartam valami mást és máshol. Annál is inkább, mert az akkor már egyre hevesebben kibontakozó Bős-Nagymaros vitában sem a Németh-kormány hintapolitikájával, sem a zöldek hamis érvelésével nem értettem egyet. Végül is mások noszogatása és ígéretei adatták be

⁵ Később: Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Kutató Intézet

velem az ENSZ pályázati lapot az UNESCO-hoz. Ezt azóta is köszönöm Láng Istvánnak⁶. A százhatvanvalahány jelentkezőből Federico Mayor, akkori UNESCO főigazgató, engem választott. Hogy ő jól választott-e, azt nem tudom, azt viszont ma már tudom, hogy addigi életem egyik legjobb döntését hoztam meg azzal, hogy elvállaltam a ki nevezést. Az UNESCO fantasztikus hely volt, olyan – a szakmát befolyásoló – globális lehetőségekkel, amelyekhez sosem juthattam volna, ha máshova megyek.

MIT CSINÁLTAM S MIÉRT?

Ez volt tehát az a folyamat, amely eljuttatott az UNESCO-ba. Meg kell itt említsem nagyszerű elődömet, a román Sorin Dumitrescut, aki az IHP-t első huszonöt évben vezette. Vezetése eredményeként megvoltak azok a szilárd alapok, amelyekre építkezhettem.

Párizsba érkezésemkor fogadta el az IHP Kormányközi Tanácsa az IHP IV. fázisát, ahol már – korát messze megelőzve – felvetődtek a fenntartható vízgazdálkodás és a klímaváltozás hidrológiai ciklusra gyakorolt hatásának kérdései. Ezt a hatéves fázist csak operatív szinten tudtam befolyásolni, mert a program stratégiája már kész volt. Az ezt követő évtizedekben igazából csak terelgetni kellett a programot, annak megfelelően, hogy milyen új globális társadalmi és tudományos kihívások jelentkeztek. Persze kormányközi lévén a program át volt itatva politikával, és itt bizonyos óvatosság és pragmatizmus is kellett vezéreljen, ám egy-két kellemetlen esettől eltekintve sikerült ki-kerülnöm a diplomaták hatékony politikai fűróit. Nem volt magától értetődő az IHP fő irányainak stratégiai újraértelmezése sem. Először a vízgyűjtőszintű vízminőség-gazdálkodás, majd az akvatikus ökoszisztémák ill. ökohidrológiai, később az etikai és kulturális aspektusok „beemelése” okozott heves vitákat, de végül is kitűnő kollégákkal és sok szerencsével sikerült az IHP-t újraértelmezni a fenntartható fejlődés kontextusában.

A program, számos körülmény együttes hatására egyszer csak elkezdett nagyon jól menni. A kezdeti ötfős stábtól eljutottunk úgy negyven főig, a kétmillió dolláros költségvetéstől a százmillióig. A nagy ugrás Macuura Koicsiró főigazgatója alatt történt a kilencvenes években. Mandátuma elején volt egy hosszabb megbeszélésünk. Macuura világosan megértette, hogy a víz lesz a XXI. század egyik legfontosabb, ha nem a legfontosabb problémája. Ennek megfelelően – az UNESCO történetében páratlan módon – segített megháromszorozni az IHP reguláris költségvetését. Ez pedig szilárd alapokat teremtett ahhoz, hogy erős partneri kapcsolatokat építhessünk ki az ENSZ-en belül és kívül, valamint, hogy több forráshoz is jussunk. Elsőre példa az ENSZ *Víz Világjelentés (World Water Development Report)*, ill. az azt előállító ENSZ Világ vízkészlet-meghatározási programja (*UN World Water Assessment Programme – WWAP*) az UNESCO vezetésével és intézményén belül. (Ennek „összehozása” volt szakmai pályám talán legnehezebbik vállalkozása, de erről majd máskor ...) Macuura mandátuma alatt kreált az IHP közel két tucat víztudományi

központot Teherántól Cukubaig, ökohidrológiától árvíz-gazdálkodásig. Ezek mind úgynevezett „második kategóriás” UNESCO társult intézményei voltak, tehát jogilag nem részei az UNESCO-nak, ám mandátumuk egybeesett az IHP egy-egy részfeladatának megoldásával. A hab a tortán a nagy tekintélyű holland *Víztudományi Oktató Intézet (Institute for Water Education – IHE)* UNESCO-hoz terelése volt. Macuura Hágában a 2. *Víz Világfórumon* jelentette be az UNESCO és az IHE „házasságát”. Pár évig tartott, amíg az Intézet ténylegesen az UNESCO részévé vált, mert jelentős és nehezen áthidalható jogi és diplomáciai nehézségek is adódtak. Ám 2003-ra készen állt a mű: IHP, két tucat tudományos központ, World Water Assessment Programme (WWAP), az UNESCO-IHE. Már csak össze kell(ett volna) kapcsolni őket. Így is elképesztő képességet fejlesztett ki az UNESCO a nemzetközi hidrológiai kutatás és oktatás terén, de a hatékony összekapcsolás még várat magára.

Hatvan éves lettem 2009-ben. A rám akkor érvényes ENSZ szabályok szerint nyugdíjba kellett volna vonulnom. Ha jobbra-balra udvarolok, talán kaptam volna egy év meghosszabbítást az UNESCO új vezetésétől, amihez nem nagyon fűlt a fogam. Meg nem is akartam úgynevezett nyugdíjas lenni, mert azt túl korainak tartottam abban a korban. Beadtam tehát pályázatomat az UNESCO-IHE rektori pozíciójára. A delfti Intézetre – mint a reguláris költségvetésen kívüli intézetre – nem vonatkoztak a kötelező korlátok, és szerencsémre az addigra „államosított” mindenható Végrehajtó Tanács (Executive Board) látókörén is kívül esett az Intézet, ezért ott még indulhattam és nem voltam kitéve *politicking*-nek⁷, a tanács kedvenc szórakozásának sem. Bár voltak néhányan Hollandiában, akik aktívan nem szerették az elképzelést, hogy „párizsi, ráadásul biztos, hogy egy bolsi módon gondolkodó gyanús kelet-európai bürokrata” legyen a rektor, végül is megnyertem a pályázatot és visszatértem az akadémiai életbe. Már „csak” ott kellett bizonyítanom, hogy nem lettem teljesen osszifikkált fosszília a párizsi évek alatt. Bár gyanú-potenciálját kényesen fenntartja, az akadémiai közösség mégis alapvetően teljesítményorientált és fair. Mindenképpen tanítani is szerettem volna. Meg újra írni. Tartott vagy fél évig, amíg elfogadtattam magam az Intézetben – és szerencsémre a Taylor & Francis akkor hozta ki a Szilágyi Józseffel írt könyvünket (2010) a real-time előjelzésről –, de onnantól kezdve öt csodálatos évet töltöttem Delftben kitűnő tanári karral és remek MSc és PhD hallgatókkal, zömében a fejlődő világból. Minden percét élveztem – kivéve talán az utolsó pár napot.

Volt egy-két olyan kiemelt terület az elmúlt két és fél évtizedben, amelyben – talán túlzás nélkül mondható – az UNESCO kulcsszerepet játszott. Ezekhez tartoznak a vízzel kapcsolatos konfliktusok, valamint a klímaváltozás. Hadd szóljak ezekről itt egy pár szót, mert ma sokakat nagyon érdekel.

⁶ Láng István (1931 – 2016), akadémikus, 1985 és 1993 között az Magyar Tudományos Akadémia főtitkára.

⁷ Politizálás, pejorative szó.

HÁBORÚ A VÍZÉRT?

A víz miatt történő *causa prima* háborúskodást nem tartotam valószínűnek. Még akkor sem, ha hajdanvolt főnököm⁸ bő három évtizede azzal riogatott, hogy a „következő háború a Közel-Keleten a víz miatt lesz”. Igaz, akkor ő még nem volt az ENSZ főtitkára, hanem egy nemzetközi vízgyűjtő terület földrajzilag legalsó országának szorgos külügyminiszter-helyettese. Így aztán csakugyan a helye határozta meg a tudatát – főtitkár korában később ilyesmiről már szót sem ejtett. Azóta aztán lett is háború a Közel-Keleten, amit ugyan alapvetően szintén egy folyadék okozott, bár annak viszkózitása és színe a víztől jelentősen eltér.

A víz konfliktuspotenciálja azonban nem tagadható. Ezért már a kilencvenes évek közepén – eleinte ugyan fél-szegen és számos nemzetközi vízkonfliktussal erősen megterhelt felső vízgyűjtőbeli tagország által dühödten támadva – elindítottunk egy olyan IHP programot, amely vízkonfliktusokkal foglalkozott, pontosabban azzal, hogy a tudomány és az oktatás eszközeivel miként is lehetne elkerülni a lehetséges konfliktusokat, illetve, ha azok már fennállnak, akkor hogyan lehet feloldani a konfliktust. Aaron Wolf kidolgozott egy adatbázist, amely összefoglalta az elmúlt négyezer év vízzel kapcsolatos konfliktusainak adatait. A meglepő az volt, hogy a víz jószerevével alig szerepelt a primer háborús okok között: a vízmegosztás körüli együttműködés az emberiség történetében fontosabb szerephez jutott, mint a hatalmi konfliktusok. Az emberiség történetében a víz tehát összeköt, s nem megoszt. Ez egy alapvetően pozitív és egyben mérsékelt optimizmusra okot adó tény. Ezen felismerésen alapulva indítottuk el az IHP Potenciális konfliktustól a kooperációs potenciál (From Potential Conflicts to Cooperation Potential – PCCP)⁹ nevű programját, ami azóta is igen hasznosan működik a tudományos és diplomáciai közösségek közelebb hozásában, valamint együttműködtetésében, és ma már egyetemi tananyag is.

Az UNESCO Julien Huxley¹⁰ óta mindig is igyekezett ötvözni a természet- és társadalomtudományokat, tudatosan kereste a kapcsolódási pontokat és törekedett az együttműködés katalizálására. Az lehet regionális, mint például a Duna esetében, vagy globális, mint például az IHP FRIEND (Flow Regimes from International Experimental and Network Data) programja, amely egy összekapcsolt, nyílt hozzáféréstű globális hidrológiai adatbázis felépítését tűzte ki céljául. Az elmúlt negyedszázadban nagyon sok minden történt e téren, és már nem vagyunk messze a regionális adatbázisok összekapcsolásától.

Az IHP alapvetően természettudományos és mérnöki megközelítése az elmúlt két évtizedben jelentősen kibővült a különböző társadalomtudományok módszertanának alkalmazásával. A konfliktuskutatásra már kitértem, de talán

érdemes megemlíteni a történészekkel való IHP kapcsolatot is. Több diszciplína együttes munkájával elkészült a *Víz története (A History of Water)* című hatkötetes sorozat. Vagy említhetném a hidrogeológusok és nemzetközi jogászok bevonásával indult kezdeményezést, amely a nemzetközi, felszín alatti vizek védelmére kísérel meg egy globális nemzetközi konvenciót kidolgozni. Egy ilyen konvenció kidolgozása rendkívül fontos, de természetesen nem könnyű feladat, és a megoldás valószínűleg hosszú éveket fog igényelni – bár remélhetőleg kevesebbet, mint az *ENSZ-egyezmény a határokat átszelő vízfolyások nem hajózási célú hasznosításáról*. Ez utóbbi kidolgozása és az ENSZ Közgyűlés általi elfogadása ugyanis 27 évet vett igénybe. Megjegyzendő az is, hogy az egyezmény tavaly óta érvényben van, ami nagyszerű hír, mert számos tagország aktívan próbálta éveken át blokkolni az elfogadtatást. A felszín alatti vizek esetében még bonyolultabb a kép – a felszín alatti víztartók határai csak elvétve esnek egybe a felszíni vízgyűjtők topográfia adta határaival. Ilyen helyzetben nincs az a jogtudor, aki hidrogeológus és a hidrogeológia tudománya nélkül bármi hasznosat is tudna mondani. Tehát újfent ott vagyunk, hogy a természettudomány és a társadalomtudomány megfelelő ötvözése az egyedül járható út korunk összetett problémáinak megoldásához. A nemzetközi vizek esetében egy sereg etikai kérdés is felmerül, melyek nem függetleníthetők a természeti kincsek, így a víz feletti abszolút szuverenitás dogmájától.¹¹ Érdekes az is, hogy az intézmények hiánya, ill. megléte sokkal jelentősebb szerepet játszik a konfliktusok kialakulásában, ill. megoldásában. A víz fogyasztását ugyanakkor kontextusba kell helyezni. Globálisan a hidrológiai ciklusban mindig ugyanannyi víz vett részt, itt nincs változás – ma ugyanannyi vizünk van, mint a holocén klímaoptimum során volt. Ha viszont az egy főre jutó vízkészletet tekintjük, akkor csakugyan megállapítható, hogy az jelentősen és drámaian csökken. Az elmúlt negyven évben például a 13 ezer köbméter/fő/év globális átlagos vízmennyiség az 5 ezer köbméter/fő/év értékre csökkent, ami csakugyan drámai változást jelez. Ennek elsődleges oka a népszaporulatra és egyéb emberi tényezőkre – mint például a földhasználatok változása, urbanizáció – vezethető vissza. A vízkészlet a hidrológiai ciklusnak köszönhetően, bár véges, de megújuló készlet – szemben a fosszilis anyagokkal, amelyekre csak az állítás első fele érvényes. Tehát nem „fut ki” az emberiség alól a víz. A sokszor félelemmel idézett „klíma-menekültek” vízióban sincs semmi új – érdemes az Ószö-vetségbe beleolvasgatni, ahol is jól nyomon követhető az izraelita törzsek vándorlása és jól látható a regionális klímaingadozás következtében előálló vízhiányokkal ill. aszályokkal való szoros korreláció. Tehát már az Ókorban is a víz volt a fő, szó szerinti hajtóerő, ami által manifesztálódott a klímaváltozás.

⁸ Boutros-Boutros Ghali, 1992 és 1996 között az ENSZ főtitkára.

⁹ Dr. Bogárdi János professzor, IHP-s kollégám és barátom találó elnevezése.

¹⁰ Sir Julian Sorell Huxley (1887–1975) angol evolucionista biológus, 1946 és 1948 között az UNESCO első főigazgatója.

¹¹ Az UNESCO Tudomány- és Technológiaetikai Bizottsága (World Commission on the Ethics of Scientific Knowledge and Technology – COMEST) többek között ezekkel az alapkérdésekkel is foglalkozott.

A klímaváltozást illetően hadd tegyem hozzá, hogy manapság elég sok botorság jelenik meg ez ügyben, és nem csak a bulvársajtóban. Nem is olyan régen például nagybetűs szalagcímmel jelentett a talán legjobb nemzetközi napilap egyik száma: „*Beindult a klímaváltozás!*”. Nos, ez nem egészen *breaking news*, hiszen egy több mint négymilliárd (négyezer millió) évvel ezelőtti eseményről tudósított a szerző.

VÁLTOZIK-E A KLÍMA?

Igen, változik. És ennek az a nettó eredménye, hogy a hidrológiai körfolyamat nagy valószínűséggel felgyorsul. Ennek aztán számos súlyos következménye lehet. Rögtön hozzá kell tennem azonban, hogy ez a változás, ha bekövetkezik, nem hirtelen történik, hiszen a klímarendszer tehetetlensége óriási. Azt, hogy a víz körforgása a globális felmelegedés hatására felgyorsul, viszonylag elég egyszerűen be lehet látni – hozzátevére rögvest, hogy ez a magyarázat rendkívül leegyszerűsített. Azt is hozzá kell tenni, hogy a földtörténeti nagy eljegesedések után ez már előfordult mint természetes jelenség. Nagy leegyszerűsítéssel arról van szó, hogy a megnövekedett hőmérséklet hatására megnő a párolgás, aminek következtében megnő a felhőképződés valószínűsége. Több felhőből több csapadék keletkezhet, aminek hatására egységnyi idő alatt megnövekszik a lefolyás. A megnövekedett lefolyásból tovább nő a párolgás ... és így tovább, tehát a víz körforgása várhatóan felgyorsul. Ha ez pedig így van, akkor egységnyi idő alatt több szélsőséges hidrológiai esemény fordul elő. Megnő tehát az árvizek gyakorisága és mértéke. A folytonossági feltételnek minden körülmények között fenn kell állnia – emlékeztetőül: ma épp annyi édesvíz van a Földön, mint a holocén klímaoptimum idején – ami csak úgy történhet meg, hogy az aszályok időtartamának és kiterjedésének is növekednie kell. Azaz a szélsőségek előfordulásának valószínűsége várhatóan növekszik. QED.

Hangsúlyozni kell persze, hogy az atmoszférikus és hidrológiai folyamatok ennél az igen primitív modellnél lényegesen bonyolultabbak, seregnyi eddig még nem magyarázott visszacsatolás, véletlenszerűség és erős nem-linearitás jellemzi a rendszert – pont ez az oka annak, hogy a globális cirkulációs modellek és kapcsolódó hidrológiai hatás-szimulációs vizsgálatok számos esetben szögesen ellentétes eredményeket adnak, különösen a léptékváltások során. Megjegyzendő, hogy a csapadékeloszlás idő- és térbeli változásával a felszín alatti vizek utánpótlódása is jelentős mértékben változhat, tehát a klímaingadozás és -változás az egész hidrológiai ciklusra kihat. A rendelkezésre álló adatok és ismeretek jelenlegi szintjén általánosan érvényes és szigorú megállapítások a víz körforgásának klímaingadozás hatására történő megváltozásáról azonban nem tehetők. Vannak vízfolyások, ahol a vízhozamok növekvő tendenciát mutatnak, s vannak olyanok, ahol csökkenőt. Statisztikailag érvényes, magas szignifikanciaszintű hidrológiai megállapítások sem regionális, sem globális szinten ma még nem tehetők – oka ennek részint a statisztikai módszereink elégtelensége, másrészt pedig az, hogy az észlelt hidrológiai idősorok az esetek zömében rövidek egy, a klímáskálán elfogadható általános megállapítás megtételéhez. Ma még nem tudjuk eg-

zakt módon bizonyítani, hogy a hidrológiai körfolyamat csakugyan gyorsulóban van – pont ezt a feltételezést van hivatva ellenőrizni az IHP seregnyi projektuma.

Ami általános következtetést lehet tudni az nagyjából annyi, hogy az emberi tevékenység hatása a hidrológiai körfolyamatra lényegesen jelentősebb, mint a klímaváltozásé. A klímaváltozás várhatóan megnöveli a hidrológiai események bizonytalanságát, s így a vízgazdálkodás kockázati tényezőit is. Sokan hozzáteszik ehhez, hogy az elkövetkező harmincöt év közel harminc százalékos globális népességnövekedése, azaz a kilencmilliárdos emberiség, várhatóan nagyságrendekkel nagyobb változást okoz a hidrológiai ciklusban és a vízzel való gazdálkodásban, mint az ugyanezen harmincöt év alatt várható klímaváltozás. Ezért tartják számosan fontosabbnak az adaptációs stratégiák kidolgozását a túlpolitizált barokkos diplomáciai manővereknél. Ezen stratégiák központi szereplője pedig a víz. A klímaváltozás tehát vízen és víz által manifesztálódik – akár a várható tengervízszint-emelkedésről, akár a hidrológiai ciklus teresztris részéről legyen szó, ideértve a gleccserek és az állandóan fagyott permafroszt térségek szerepét is. Sajnálatos módon azonban pont a hidrológiai ciklus – a klímarendszer talán legérzékenyebb és legkevésbé értett része – kapja a legkisebb figyelmet a klímaváltozással kapcsolatos vitákban, és hozzá kell tennem, a kutatásban is. Csak remélni lehet, hogy a párizsi őszi klímacsúcson és azt követően a kormányok végre ennek, az emberiség túlélése szempontjából központi, szó szerinti létkérdésnek megoldására is szentelnek időt és energiát.

VÍZ, VÍZ, VÍZ

A víz lesz tehát a XXI. század egyik legfontosabb, ha nem a legfontosabb kihívása.

Ez, az egyébiránt eléggé könnyen igazolható feltevés az elmúlt két évtizedben fokozatosan, persze lassabban, mint kellett volna, a nemzetközi politika homlokterébe került és lett része a politikai közgondolkodásnak – már ahol a politikusok ezt megértették. Sebtében hozzá kell tennem, hogy Magyarország e tekintetben végre nem követte szokásos Pató Pál-os hozzáállását – van egy államférfi, aki több mint politikus s aki másokkal karöltve nemzetközi szinten is élére állt a víz és klímaváltozás magasabb társadalmi és politikai szintre történő emelésének. Legyen bár szó a klímaingadozás és -változás hatásairól vagy a harmincöt éven belül kilencmilliárd ember vízellátásáról vagy a növekvő gyakoriságú árvizekről vagy akár az ENSZ kilenc millenniumi fejlesztési céljáról, nos, ami mindezt összeköti, az a víz. Bolygónk fenntarthatósága érdekében alapvetően át kell gondolnunk a vízzel való gazdálkodás szinte minden kérdését, beleértve a vízgazdálkodás intézményi feltételeit. Ez volt az UNESCO Nemzetközi Hidrológiai Programjának mantrája az elmúlt negyedszázad során, s ennek politikai elismertetése volt talán egyben legnagyobb sikere.

Úgy tűnik, hogy jóllehet késve is, de a politikai közösség végre felismerte a nyilvánvalót: víz nélkül nincs élet. Ez a gondolat hatja át a 2015 utánra formálódó Fenntartható fejlődési célok (Sustainable Development Goals – SDG) új rendszerét is.

ÖSSZEFOGLALÁS HELYETT

A magyar szellemi élet számos fontos képviselője dolgozott különböző UNESCO szakmai bizottságokban. Két ok miatt lehet nyilvánvaló cél a fokozottabb magyar részvétel. Egyrészt az UNESCO az egyetlen ENSZ szakosított szervezet, ahol a kormányok állandó képviselettel vesznek részt a szervezet stratégiájának és programjának kialakításában. Ez természetesen kitűnő alkalomként is kínálkozik a többoldalú diplomáciai kapcsolatok ápolására és a magyar indíttatások, valamint állásfoglalások szélesebb körű megismertetésére és elfogadtatására. Ez kezdeményező és professzionális kulturális külpolitikát kíván. Másrészt – most a saját, talán kissé szubjektív véleményemnek hadd adjak hangot – ha Magyarország valóban pozitívan akar hozzájárulni a nemzetközi folyamatokhoz és a nemzetközi megértés elősegítéséhez, akkor azt pont kultúrája segítségével teheti meg (ideértve természetesen a magyar tudományt is). Bartóktól Kurtáig, Csontvárytól Molnár Veráig, Haar Alfrédától Erdős Pálig, Ormándy Jenőtől Solti Györgyig, József Attilától Pilinszkyig, Rácz Lászlótól Neumann Jánosig, Ottlíktól Esterházyig – és még nagyon-nagyon sokan csak a huszadik században, akiket itt most hely híján nem említhetek, jogos kritikát vonva magamra – rendkívüli mértékben járultak hozzá a világ általános kultúrájához.

Van tehát Magyarországnak értékes üzenni valója, és úgy hiszem, az UNESCO az a hely, ahol ez az üzenet hatékonyan közvetíthető.

Természetesen az UNESCO is változóban van. A hatvanas években lényegében az intellektuális együttműködés egyetlen nemzetközi intézménye, és talán nem túlzás azt mondani: világközpontja volt, amely mágnesként vonzotta magához a kor progresszív elméit. A párizsi székházat Breuer Marcel tervezte, statikáját Nervi számította ki, Picasso nagy pannót festett a konferenciaterem elé, Henry Moore szobra a kert ékessége, Noguchi japán kertet tervezett, Calder mobillal, Miró kerámiafallal járult a környezet méltóságához. A hatvanas évek új lehetőségei, a gyarmati országok felszabadulása seregnyi új feladatot adott az UNESCO-nak. René Maheu akkori főigazgató vezetésével az UNESCO a kor meghatározó intézménye lett.

A SZERZŐ



SZÖLLŐSI-NAGY ANDRÁS vízmérnök, hidrológus, PhD, habil., az MTA doktora, Doctor és Prof HC mult., a Nemzeti Közszolgálati Egyetem professzora, a községi Felsőfokú Tanulmányok Intézetének tanácsadója. Az MHT tagja közel 50 éve. Pályáját a VITUKI-ban kezdte, majd néhány évig a IIASA-ban folytatta. A VITUKI tudományos főigazgatóhelyettese volt. Azt követően 25 évig az UNESCO vezető tisztségviselőjeként szolgált, először 20 évig Párizsban a Nemzetközi Hidrológiai Program főtákaraként, majd azt követően a delfi UNESCO-IHE rektoraként. A Marseille-ben székelő Víz Világtanács kormányzója volt 20 évig. A Sustainable Water Futures nemzetközi tudományos program elnöke Brisbane-ben, Ausztráliában. Jelenleg az UNESCO-IHP Kormányközi Tanácsának elnökhelyettese, korábban elnöke. Számos hazai és nemzetközi díj birtokosa. Az év során megkapta az African Water Prize kitüntetést.

Időközben egy sereg új intézmény jött létre, nem kis részben az UNESCO munkálkodásának köszönhetően.¹² Egy kicsit persze az UNESCO-t is elérte minden korosodó intézmény sorsa: elintézményesedett. És bizony, 70 éves lett ... egy kicsit megcsontosodott, egy kicsit elfelejti, mi is történik körülötte a világban, egy kicsit totyog és motyog, már nem olyan bátor, mint ifjú korában, a politikai korrektség oltárán mindenkinek meg akar felelni és nem veszi észre, hogy legnagyobb ellenfele saját túlfejlett bürokráciája.

Viszont, ha nem lenne UNESCO, akkor ki kellene találni. Most. Talán soha nem volt olyan fontos alapítása óta, mint korunkban, amikor régen elfelejtettek hitt, ordas eszmék tekeregnek cifra politikai gúnyákba bújva, amikor fundamentalista vallási örültek gyilkolnak ártatlanokat véletlenszerűen, és amikor a kulturális uniformizálódás jobban fenyeget, mint az intézmény megalapítása óta bármikor. Mi akkor a megoldás? Kultúra, oktatás, tudomány, kommunikáció, kultúra, oktatás, tudomány, kommunikáció ... *Ad nauseam*¹³.

„*This is UNESCO. Hold on, we are trying to connect you.*”¹⁴

Mindnyájunk közös gondja tehát a fiatal nemzedékek sürgős bevonása az UNESCO munkájába. Hogy tudnánk újra szellemileg izgalmas kísérleti műhelyeket indítani, ahol a különböző kultúrák fiatal művészei, tudósai, kommunikátorai és oktatói vetnék össze elképzeléseiket és közösen alakítanak ki egy elfogadható és fenntartható világ új képét?

Mert ha ezt nem tesszük, akkor Julien Huxley Aldous bátyjának lesz igaza: jön a *Brave New World*¹⁵.

IRODALOM

Chow, Ven Te (szerk.) (1964). *Handbook of Applied Hydrology*. New York, McGraw-Hill Book Company. ISBN-13: 978-0070107748.

Szilágyi József és Szöllősi-Nagy András (2010). *Recursive Streamflow Forecasting: A State Space Approach*. London, Taylor & Francis. ISBN: 041556901X.

¹² Apró adalék: Ha nincs CERN, nincs web. Ha nincs UNESCO, nincs CERN ...

¹³ Kb.: ájulásig.

¹⁴ Az UNESCO telefonrögzítőjének kimenő üzenete: “Ez itt az UNESCO. Várjon, megpróbáljuk összekapcsolni”

¹⁵ Aldous Huxley: Szép új világ, Magyar kiadás, Móra Ferenc Kiadó, 1982.

Fórum

Dr. Gayer József a Magyar Tudományos Akadémia Vízgazdálkodástudományi Bizottságának, valamint az Országos Vízügyi Főigazgatóság Vízügyi Tudományos Tanácsának tagja fejt ki gondolatait a települési csapadékvívről.

Gondolatok a települési csapadékvívről

Gayer József

(E-mail: gayer.jozsef@gmail.com)

HÁTTÉR

Magyarország a fejlett országok ún. háromlépcsős mintáját követte (követi) a víziközművek kiépítése terén: vízellátás; majd bizonyos késéssel csatornázás-szennyvíztisztítás; és további elmaradással a települési csapadékvíz elhelyezésének megoldása. A közműöllő kifejezés, melyet az első két szolgáltatás ellátási színvonalának különbségére használtunk, a „záródó ollóval” folyamatosan okafogyottá válik, ám a harmadik terület elmaradása mintegy újabb ollót nyit. Az elmaradás azonban ez esetben nem egyszerűen az ellátott lakosság arányában mutatkozik meg, hanem jóval inkább az ellátás színvonalában. A vízellátásban és a szanitációban alkalmazott megoldások, különösen az EU csatlakozásnak köszönhetően, magas technikai színvonalat képviselnek, miközben a csapadékvíz kérdésköre mostohagyerek státuszban maradt, még a víziközmű-szolgáltatásról szóló 2011. évi CCIX. törvény (Vksz tv.) hatálybalépését követően is. Horribile dictu: a törvény nem minősíti közműnek a csapadékcatornát, de ez már szinte csak utolsó csepp a pohárban a szakterület több évtizedes elhanyagolását követően. Utóbbi következménye, hogy elavult módszereket használunk a gyakorlatban (pl. a Racionális Módszert még érvényességi területén túl is, nem használjuk ki a számítástechnika adta lehetőségeket, elavult csapadéktörvényre méreteztünk, ritkán alkalmazzuk a lefolyáscsökkentő lehetőségeket stb.), miközben az urbanizációval – esetünkben egyszerűsítve a vízzáró felület (IMP) kiterjedésének és arányának növekedésével – megnövekedett mennyiségű, ráadásul a lefolyás során elszennyezett vízmennyiséget kellene, az összegyülekezési idő rövidülése miatt, egyre rövidebb idő alatt „menedzselni”. A menedzselni szót itt a legtágabb értelemben vett kezelésre (mennyiségi, minőségi, készletgazdálkodási) használom.

Az elmúlt években azonban – talán a klímaváltozáshoz köthető gyakoribb elöntések, villámárvizek miatt – növekvő figyelem irányul a települési csapadékvizekre, a döntéshozók részéről is. Ez tükröződik a Nemzeti Vízügyi Stratégiában (*OVF 2017*), melynek megállapítása szerint a települési csapadékvíz-gazdálkodás megoldása, szakmai, intézményi és finanszírozási tekintetben egyaránt egyre súlyosabb kihívás. A Kvassay Jenő Tervként (KJT) ismert vízstratégia előírja a belterületi csapadékvíz-gazdálkodási koncepció kidolgozását is. A vízstratégia és a végrehajtását biztosító intézkedési terv elfogadásáról szóló 1110/2017. (III. 7.) számú kormányhatározat 2017. december 31-iki határidőt szab erre. Teljesítéséről 2019 júniusában még nem tudunk.

A KJT elfogadását követő események, mint a Nemzeti Közszolgálati Egyetem csapadékvíz-gazdálkodási konferenciája (Baja, 2017. november), az MTA pódiumbeszélgetése a tervezési alapok megújításáról (2018 április), a témába vágó MaSzeSz konferencia (2019. január) és MHT előadóülés (2019. április), fokozódó érdeklődést jeleznek. A rendezvények fő célja, hogy a települési csapadékvizek elhelyezésére (befogadóban vagy másutt) biztonságos, fenntartható, költségtakarékos, konzekvens rendszerbe illő megoldásokat találjunk, a jelenlegi gyenge színvonalú félmegoldásokkal, az elterjedt elavult gyakorlattal szemben.

A bajai konferencia ajánlásai (*URLI*) jól összefoglalják a lényeges szakmai és szakpolitikai szempontokat. A fenti eseményeken lefolytatott viták azonban nem hoztak konszenzust a szakmában legfontosabb szereplők között, a követendő irányt illetően. Az „akadémiai” oldal (kutatók, oktatók közössége) nem érzékeli pontosan a gyakorlati problémákat, illetve az üzemeltetők kevésbé ismerik a korszerű (és nyugaton széles körben terjedő) megoldások hatékonyságát. Szükség van a további, sokszereplős párbeszédre a vízstratégia által előírt belterületi csapadékvíz-gazdálkodási koncepció kidolgozásához. Jelen írás ennek érdekében született.

GONDOLATOK

Abban mindenki egyetért, hogy a problémát alapvetően a vízzáró felület növekedése okozza, a megoldásra javasolt eszközök tekintetében azonban nem. Az „elméleti szereplők” (akadémia) által korszerűnek tartott fenntartható csapadékcatornázási rendszert (lefolyáscsökkentő és sok esetben minőségi kezelést, valamint további előnyöket is nyújtó megoldások rendszere, pl. Buzás 2018) melyet az angol nyelvű szakirodalom a világ különböző pontjain más-más néven jelöl (pl. Sustainable Urban Drainage Systems – SUDS, Low Impact Development – LID, Best Management Practice – BMP stb.), a „gyakorlati szakemberek” (üzemeltetők, tervezők) többnyire szkepszissel fogadnak. Érvelésük alapja, hogy a nagy intenzitású csapadékok következtében, rövid idő alatt előálló nagy mennyiségű (Budapest esetén akár 10 millió m³-es nagyságrendű) csapadékvizet csak a szürke infrastruktúra eszközeivel (értsd nagyobb méretű csatornával) lehet biztonságosan eltávolítani. Az elmúlt évek jelentős károkat okozó eseményei során veszteséget elszenvedő állampolgárok többsége is ebben az irányban látja a megoldást (nem lévén különösebben tájékozott egyéb módszerekről).

A két oldal szempontjainak összehibekítéséhez érdemes kicsit távolabbról tekinteni a problémára.

A hosszú távú várostervezésnek – melynek részét kell képezze a csapadékvizek kérdésének megoldása is – sok szempontot kell figyelembe vennie, éppen a városlakók érdekében. A klímaváltozás hatása nem csupán a növekvő intenzitás (a csapadéktörvény újradefiniálásáról sok szó esik másutt, pl. a Hidrológia Közleményben is, ld. *Varga és társai 2016*), hanem a városi élet minőségét befolyásoló hőmérséklet-emelkedés is. A városok klímaváltozás nélkül is hőszigetet képeznek a bevitt energia (humán és technikai) miatt, a belvárosi részek hőmérséklete 3–4 °C-al magasabb a környező területeknél, melyet tovább emel a melegedő klíma. A szélsőségek erősödése a vízkészletek csökkenéséhez vezet, ha időszakosan is, márpedig a víz az alkalmazkodás eszköze a klímaváltozással szemben (*World Bank 2016*) és ez városi területeken fokozottan igaz. A településeken lehulló csapadékot ezért készletként célszerű figyelembe vennünk, nem egyszerűen nyűgnek tekinteni, amitől mielőbb meg akarunk szabadulni. Az integrált települési vízgazdálkodásnak ez az egyik fontos kitétele (*GWP 2012*). Ebben a koncepcióban a csapadékvíz a nem ivóvíz minőséget igénylő esetekben hasznosul (ez szintén egy másik téma), mindenesetre észszerű felhasználása lehetőséget kínál a csapadékcsatorna terhelésének enyhítésére, az elöntések minimalizálására, a költségek csökkentése mellett.

Nem vitatva a szürke infrastruktúra jogosultságát a városokban, ha elfogadjuk, hogy az „ösbűn” a vízzáró felület megjelenése és ezzel a lefolyási tényező növekedése az egykor természetes vízgyűjtőn, akkor az IMP arány csökkentése, különösen, ha ez egyben más előnyökkel is jár, alapvető cél kell legyen. A csökkentésre számos módszert javasol a szakirodalom a fent említett elnevezések alatt (LID, BMP, SUDS stb.), leginkább a keletkezés helyén történő beavatkozások (source control) formájában, illetve a zöld infrastruktúra révén. Ezek nagy része nem jelent újdonságot Magyarországon sem (ld. pl. *Gayer 1989, 2004*), itt nem térek ki rájuk, csak jelzem, hogy az egyéb előnyök a kellemesebb környezet, enyhébb mikroklíma, a városokba „csempészett” mini természet, élőhely, rekreációs helyszínek, jobb levegő minőség, CO₂ megkötés, melyek mind az élhető város elemei. A Kínában 2014-ben elindult Sponge City program (*Faith Ka Shun Chan és társai 2018*) sem tartalmaz alapvetően új eszközöket, de a szürke infrastruktúra és természet-alapú megoldások kombinálásával (utóbbi a 2018-as Víz Világnap témája volt) 16 városban a csapadékvíz 70%-át tervezik helyben hasznosítani, 2020-ig a városi területek 20%-án, illetve 2030-ig 80%-án. Az ilyen programok megvalósítása a várostervezővel való együttműködés révén lehetséges a földhasználat és az infrastruktúra összehangolt tervezése miatt.

Nyilvánvaló, hogy villámárvizek esetén a zöld tetők, vízáteresztő burkolatú parkolók és más beszivárogtató létesítmények nem képesek feltétlenül kezelni az extrém vízmennyiséget, vagyis ilyen esetben különösen szükség van a szürke infrastruktúrára, főleg, ha a vízgyűjtő állapota egy megelőző csapadékesemény miatt ezt indokolja. Ekkor jöhet szóba az ún. kettős-csatornázás (felszín alatti hagyományos kis rendszer rövidebb és felszíni nagy rendszer

nagyobb visszatérési időre, akár 100 évre is méretezve), ehhez különösen szükséges a városépítéssel történő együttműködés. (Külön kell foglalkozni a településen áthúzódó vízfolyások kérdésével, mert itt kiterjedtebb vízgyűjtő, eltérő tulajdonviszonyok, a kül- és belterület sajátos viszonya érvényesül.)

A sajnálatos az, hogy a fenntartható települési csapadékcsatornázási rendszerek nem terjedtek el hazánkban. Alkalmazásukhoz, szemléletváltás, politikai akarat és társadalmi elfogadottság, adott esetben a felelősség vállalása is kell. Ha a felmerülő költségeket próbáljuk megbecsülni, tudnunk kell, hogy a jelenlegi helyzetben elszennvedett veszteségek összege meghaladja a szükséges fejlesztési kiadásokét (*Váradi 2008*), jóllehet az elöntések okozta károk csak részben számszerűsíthetők. Az évszámból látszik, hogy ez sem új megállapítás, csak találgatni lehet, hogy az eltelt bő évtizedben mennyi veszteséget szenvedtünk el. Meggyőződésem, hogy össztársadalmi szinten hosszú távon pozitív szaldóval jönnénk ki a fenntartható rendszerekkel.

A felelősséggel kapcsolatban egy kis kitérő. A vízgazdálkodásról szóló 1995. évi LVII. törvény (Vgtv.) kimondja, hogy az ingatlan tulajdonosának a tulajdonában van az ingatlanra lehulló és az ingatlanon maradó csapadékvíz. Az „ingatlanon maradó” kitétel sokakban a felmentés érzetét kelti, hiszen, ha már elhagyta a víz a telket, akkor nem az enyém, és nem vagyok felelős érte. A jogalkotó szándéka itt – érzésem szerint – a rendelkezési jogra vonatkozik és nem ad felmentést a felelősség alól, különösen, ha az országos településrendezési és építési követelményekről szóló, 253/1997. (XII. 20.) számú kormányrendeletet nézzük. Utóbbi egyértelműsíti, hogy a telek csapadékvíz-elvezetési rendszerét úgy kell kialakítani, hogy a víz a közterületen kárt ne okozzon, és a rendeltetésesszerű használatot ne akadályozza. Vagyis, ha lebetonozom a telkem az R-dombon, onnan kifolyik a víz, és a domb alján parkoló autót elönti egy áradat, akkor abban tettestárs vagyok. Azt persze nehéz kibogozni, hogy mely telkekről, milyen arányban jött a kárt okozó víz, így az eset feltáratlan marad. (Gondoljunk bele, ha a kutyám szökik ki a telkekről és harap meg egy járókelőt az utcán, milyen egyértelmű a felelősség kérdése.)

A felelősségen túl anyagi következmények is vannak, hiszen a csapadékvizet, így, vagy úgy, elvezetik, befogadóba juttatják, mivel a Vgtv. szerint a települési önkormányzat feladata a csapadékvízzel történő gazdálkodás. Nem ott jelentkezik azonban a költség, ahol a szolgáltatás történik, a példában említett telek tulajdonosa nem fizet többet azért, hogy a telkére távozó vízzel kapcsolatos költségeket fedezze, ellenben a toronyház lakója, akire sokkal kevesebb elvezetendő víz esik, csatornadíján keresztül finanszírozza a „mulatságot” (*Oszoly 2019*). Ezzel sérül a „használó fizet” elv, és társadalmilag igazságtalan megoldás érvényesül. Az a megoldás mely szerint a burkolt terület arányában kell a telektulajdonosnak díjat fizetni kiküszöböli ezt az igazságtalanságot. Ilyen csapadékvíz-adó létezik Svédországban, Dániában és Németországban (*ACTeon 2010*). Ennek előnye az is, hogy ösztönzi a csapadékvíz helyben tartását, hasznosítását, illetve beszivárogtatását. Ha úgy tetszik egyfajta hidro-szolidaritásról van szó.

Természetesen a legjobb jogszabály sem ér semmit annak érvényre juttatása nélkül, és sajnos utóbbival kapcsolatban is van lemaradásunk.

KÖVETKEZTETÉSEK

A települési csapadékvíz gazdálkodással kapcsolatos problémakör ma már nem csupán a klasszikus urbanizációs hatások kompenzálását jelenti, a klímaváltozás hatása mintegy szuperponálódik a korábban is meglévő kihívásokra. Az élhető városok kialakításához integrált szemléletre, a szürke és zöld infrastruktúra egyensúlyára, valamint megfelelő jogszabályi környezetre, illetve a jogszabályok végrehajtására van szükség.

A kétféle infrastruktúra aránya egy adott városi vízgűjtőn a helyi körülményektől, adottságoktól, anyagi lehetőségektől függ. A zöld rendszer megléte csökkenti a szürke költségeit és nagyobb biztonságot, rugalmasságot jelent. A nemzetközi tendenciákból az látszik, hogy a városiak érdekeit hosszú távon ez a komplex rendszer szolgálja és a Fenntartható Fejlődési Célok urbanizációs céljához (SDG 11) is ez járul hozzá a legjobban.

Nem kerülhető meg a felelősség, a lakosság környezet-tudatosságának kérdése sem. Ehhez célzott tájékoztatás és olyan ösztönzők bevezetése szükséges, mely a fenntarthatóság irányába „tereli” a szereplőket.

A késlekedés a települési csapadécsatornázás átfogó rendezésére további nettó veszteségeket okoz, melynek felelősségét a döntéshozóknak kell viselni.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozom Reich Gyulának a „gondolkodásban” nyújtott segítségéért.

MENTEGETŐZÉS

Az én hibám, hogy csak a fenti írás szerkesztőségbe küldése után került a kezembe a Vízmű Panoráma 2019/3-as száma, mely négy cikkben is foglalkozik a témával, éppen az általam a Háttér részben igényelt sokszereplős párbeszéd szemléletével. Talán nem hiba, ha ez az ötödik vélemény is napvilágot lát 2019-ben.

A SZERZŐ



GAYER JÓZSEF Gépészmérnök, PhD, nyugalmazott minisztériumi szakmai főtanácsadó, MTA köztestületi tag. Pályáját 1972-ben tervezőként kezdte, majd 1976-ban a VITUKI-hoz kerülve kutatási területe vízgépészet, városi hidrológia, települési csapadécsatornázás volt. Ugyanitt oktatója és igazgatója volt a Nemzetközi Hidrológiai Továbbképző Tanfolyamnak, illetve számos nemzetközi tudományos konferenciát szervezett. 2005-től a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztériumban az EU Víz Keretirányelvének hazai megvalósításán dolgozott, részt vett a VKI szerinti vízgűjtő-gazdálkodási tervezés felügyeletében, jogszabályok előkészítésében, az Országos Vízgazdálkodási Tanács munkájában. 2011-ben a magyar EU elnökség alatt tanácsi munkacsoport vezető volt környezetvédelmi területen. A 2000-es években a Global Water Partnership (GWP) közép-kelet-európai régiójának vezetője, illetve 2011-2018 között a GWP Magyarország Alapítvány elnöke. Utóbbiak keretében az integrált vízgazdálkodás elvének és gyakorlatának támogatója országos és régiós szinten.

Gayer József jelenleg tagja Nemzetközi Hidrológia Kutatási Szövetségnek (IAHS), az MTA Vízgazdálkodástudományi Bizottságának, az OVF Vízügyi Tudományos Tanácsának és a GWP globális szintű Irányító Bizottságának, elnöke az MHT Oktatási Bizottságának, tagja a Hidrológiai Közlöny szerkesztőségének. Mintegy 100 publikációt (cikk, előadásjegyzet, könyv, könyvrészlet) jegyez a vízgazdálkodás különböző területein. Főszerkesztője a GWP online magyar-angol vízügyi szótárának. Kiténtetési Pro Aqua és Kvassay Jenő Díj (MHT 2013, illetve 2019), Vásárhelyi Pál Díj (BM 2018).

IRODALOM

ACTeOn (2010). Economic instruments for mobilising financial resources for supporting IWRM Additional information and illustrations for the OECD initiative <https://www.oecd.org/env/resources/46228724.pdf> (megtekintve 2019.06.21.)

Buzás Kálmán (2018). Hiányok és dilemmák a települési csapadékvíz gazdálkodás tervezési feladatában, MTA KÖTEB Pódiumbeszélgetés a tervezési alapok megújításának feladatairól a települési csapadékvíz-gazdálkodásban (2018. április 20.)

Faith Ka Shun Chan, James A. Griffiths, David Higgitt, Shuyang Xu, Fangfan, Zhu, Yu-TingTang, Yuyao Xu, Colin R. Thorne (2018). “Sponge City” in China—A breakthrough of planning and flood risk management in the urban context. *Land Use Policy* Volume 76, July 2018, Pages 772-778. Elsevier

Gayer József (1989). A korszerű csapadécsatornázásról *Hidrológiai Közlöny* **69**(3), 133-142.

Gayer József (2004). *A települési csapadékvíz-elhelyezés az integrált vízgazdálkodás tükrében*. PhD értekezés Budapesti Corvinus Egyetem

GWP (2012). *Integrated Urban Water Management* by Akiça Bahri, TEC Background Papers No. 16.

Oszoly Tamás (2019). Csapadékvíz gazdálkodás, MHT előadás, 2019. április 9.

OVF (2017). Nemzeti Vízstratégia (Kvassay Jenő Terv)

URLI <https://vtk.uni-nke.hu/kutatas-es-tudomanyos-élet/országos-települési-csapadékvíz-gazdálkodási-konferencia/konferencia-szakmai-ajánlások> (megtekintve 2019. 06. 18.)

Varga Laura, Buzás Kálmán, Honti Márk (2016). Új csapadékmáximum függvények, *Hidrológiai Közlöny*, **96**(2), 64-69.

Váradi József (2008). Magyarország Csapadékvíz-elvezetésének Nemzeti Programja. Előadás az MTA Vízgazdálkodás-tudományi Bizottság Vízellátás-csatornázási Albizottságának szervezésében, MAVÍZ Székház, 2008. november 10.

World Bank (2016). “*High and Dry: Climate Change, Water, and the Economy*” World Bank, Washington, DC. License: Creative Commons Attribution CC BY 3.0 IGO

KÖSZÖNTŐ

Prof. Dr. Kozák Miklós nyugalmazott egyetemi tanárt, a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vízépítési Intézetének volt vezetőjét 95. születésnapja alkalmából köszöntik volt munkatársai, hallgatói és a Hidrológiai Közlöny szerkesztőbizottsága.



Szeptember 5-én töltötte be 95. életévét dr. Kozák Miklós a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem nyugalmazott egyetemi tanára, az egyetem Vízépítési Intézetének volt vezetője.

Kunhegyesen született, ahol nehéz gyerekkorának első éveit töltötte, majd hároméves korában Budapestre került. Kilencéves korában visszaköltöztek Kunhegyesre, ahol a kunhegyesi Római Katolikus elemi iskola 4. osztályába írták be. A 6. osztályt szegénységük miatt, nem tudta elvégezni, mert szülei 11 éves korában kiírták az iskolából, és cselédnek adták egy gazdához, egy tanyára. A következő pár évben volt cseléd, kosárfonó, cserép- és a téglagyártó, majd sommás gróf Nemes János uradalmában. Sorsa, egy véletlen találkozás következtében, jobbra fordult. Tanonc lett egy üzletben, ahol szabadidejét, estéit ponyvaregények olvasásával töltötte. Amikor főnöke ezt észrevette, kidobta az összes ponyvaregényt és a magyar irodalom nagyjait adta a kezébe. Később elolvasta a kor legfelkapottabb regényeit is.

1942-ben újra találkozott Csoma Jánossal, korábbi iskolatársával. Elhatározták, hogy magán úton folytatják a tanulást. Már 1943 májusában levizsgáztak a polgári iskola I. és II. osztály tananyagából. 1944-re elvégezték a négy polgárit. Tanulmányainkat, a Kisújszállási Református Gimnáziumban akarták folytatni, ahol közölték, hogy a Püspök úr rendelete szerint nem tehetnek különbözetit, mert utolsó vizsgáik eredménye nem volt színjeles, és már kissé „korosak” voltak (20 évesek!). Ekkor letagadták a polgári iskoláikat és előlről kezdték a gimnáziumot. 1946 januárja és 1947 májusa között letették a gimnázium V. – VIII. osztályának vizsgáit. Az érettségét 1947 júniusában tette le. A gimnáziumi vizsgákra való felkészülés közepette készült az egyetemi felvételire.

A Műegyetem Kultúrmérnöki Karára jelentkezett, ahová még abban az évben fel is vették. Az első évet sikeresen zárta, minden vizsgáját letette. A második év kezdetére átkerült a Kelenhegyi út 25. alatti Vásárhelyi Pál Mérnök Kollégiumba. 1949 őszén, mint kezdő harmadéves hallgatót, kinevezték a Vásárhelyi Pál Mérnök Kollégium

igazgatójának. Akkor csak egyetemisták lehettek kollégiumi igazgatók. Itt ismerte meg leendő feleségét, akivel 1950-ben lépett házasságra.

Nagyszerű tanárai voltak: Zigány professzor az ábrázoló geometriát, Egervári és Szentmártoni professzorok a matematikát, Jáky és Kézdy professzorok a talajmechanikát, Oltay professzor a geodéziát oktatta. Külön ki kell emelni Mosonyi Emil professzor urat, akihez később is szoros kapcsolat fűzte.

Egyetemi diplomáját, jeles eredménnyel, 1951-ben kapta meg. Az első munkahelye, az Oktatásügyi Minisztérium lett, ahol főelőadói besorolást kapott.

Diplomája megszerzése után Mosonyi professzorral való kapcsolata megmaradt. 1951-53 között az MTA tudományos ösztöndíjasa lett, és Mosonyi professzor volt a tudományos konzulense. 1953-ban megpályázott egy aspiránsi ösztöndíjat, amit meg is kapott. Így 1953-56 között a Tudományos Minősítő Bizottság (TMB) ösztöndíjasa lett. Aspiránsvezetője szintén Mosonyi professzor lett. Neki köszönheti élete legsikeresebb kutatási témájának megválasztását. Mosonyi professzor volt a Tiszalöki Vízlépcső tervezésének és építésének is egyszemélyi felelőse. Egyik megbeszélésükön felvetette, hogy nem tudják számítani a vízerőmű csúcsra-járatásánál, az al- és felvízben keletkező vízszintváltozások időbeli alakulását, változását. Erre akkor, még nem volt kidolgozott számítási eljárás, mert matematikailag ez egy igen nehéz feladat volt. Kozák prof. vállalta, hogy megkísérli. Elkezdte számítani az erőmű alvizeiben és a felvízben keletkező vízállások időmenti változását. Rengeteget számolt, logarléccsel!

Aspiránsi ideje alatt a hallgatóknak gyakorlatokat is vezetett az egyetemen. 1956. szeptember 1-én adjunktusi beosztásba került a Mosonyi professzor vezetése alatt álló BME Vízépítési Tanszékére. Ettől kezdve rendszeresen vezetett gyakorlatokat. Első kutatása, a Rakacai völgyzárógát szifonjának laboratóriumi modellkísérlete volt. Ehhez sok külföldi irodalmat dolgozott fel, melyekből egy nagyobb tanulmánya is megjelent angol nyelven (Design of Syphons).

Az 1956-os forradalom a Vízépítési Tanszékét is elérte. Mindannyian részt vettek a békés megmozdulásokban, és különösen a Petőfi Körben. A forradalom után Mosonyi professzort minden funkciójától megfosztották és ellehetetlenítették a munkáját. Így aztán Mosonyi prof. elhagyta az országot és a Karlsruhei Egyetem, Theodor Rehbock Intézet és Laboratórium igazgatói állását foglalta el.

Amikor Kozák Miklós a BME Vízépítési Tanszékére került, Dr. Kertai Edével hozzáfogtak egy évtizedes átfogó munkához. Magyarország nagyobb vízépítési műtárgyait akarták monografikusan feldolgozni, több kötetben. Az

első kötetben, a *Duzzasztóműveket*, a második kötetben a *Folyami kikötőket*, míg a harmadikban, a *Tavi kikötőket* dolgozták fel. Ma, hazánkban ezek a monográfiák tartalmazzák legnagyobb vízépítési műtárgyainak dokumentumait. Már ekkor arra gondolt, hogy később, ezeknek a műtárgyaknak tapasztalatai alapján, foglalkozni szeretne a vízépítési tapasztalatokkal.

1958-ban, az egyetem, titkos, jelíges pályázatot írt ki az oktatási reformról. Két pályázatot adott be, melyekkel első és második díjat nyert. Javasolta, hogy szakmérnökök oktatását adják a szaktanszékeknek, mert az addig az elméleti alaptárgyak révén a tanszékekhez tartozott. Elfogadták javaslatát. Másik javaslata az volt, hogy a magyar egyetemeken vezessék be a címzetes egyetemi tanári és docensi, valamint tiszteletbeli címek adományozását az oktatást segítő kiváló, külső szakembereknek. Ez is megvalósult. A második pályázatában, javasolta, hogy a szaktárgyak tökéletesebb oktatására készüljenek oktatófilmek, mert csakis ezek tehetik lehetővé a mérnöki tevékenység bonyolult munkafázisainak megtanítását.

Kozák prof. kandidátusi értekezésének címe: „Árhullámok levonulásának néhány hidraulikai problémája”. Ebben kezdte el kidolgozni az árvízi hurokgörbe hidraulikai törvényszerűségeit és az árhullámok levonulási sebességének meghatározását is, vízrajzi adatok alapján. Kandidátusi értekezését 1958-ban védte meg.

Kutatásainak másik fontos területe a torzított modellekben észlelt mérési eredmények megbízhatóságának vizsgálata volt. Kimutatta, hogy a folyók, laboratóriumi modellezésénél, a torzított modellekben mért hidraulikai jellemzők, az áramvonalak eltorzulása miatt, pontatlan eredményeket adnak. Igazolta, hogy ha a modellben a kanyarulatok görbületi sugarát nem a torzításnak megfelelően modellezzük le, akkor a modellbeli mérések megbízhatóbbak.

Tudományos fejlődése szempontjából, nagy jelentőségű volt, hogy 1968 táján elkezdődött a Bős-Nagymarosi Vízlépcsőrendszer (BNV) tervezése. Ehhez igen sok hidraulikai, energetikai számításra volt szükség, éppen az általa művelt nempermanens vízmozgásokból. Ezzel kapcsolatban az élet kényszerítette rá, hogy belekezdjen a matematikai programozás elsajátításába. Mivel az egyetemnek nem volt nagyteljesítményű gépe, a NIM-től bérelt gépidőt. Egész éjjel, jégeralsóba öltözve ült a gép mellett, és ciklusokként nyomtatta ki a lyukszalagokban kapott számítási eredményeket.

A doktori értekezését 1968 tavaszán sikeresen megvédte, így megszerezte a Műszaki Tudományok Doktora címet. Még ebben az évben elutazott az USA-ba, ahol egyéves Ford ösztöndíjat kapott. A kint töltött idő alatt nagyon sokat dolgozott a nempermanens vízmozgásokkal foglalkozó, készülő könyvével. Kihhasználva a fejlettebb számítógépek erejét, nagyon sok futtatást tudott elvégezni. Párhuzamosan folytatta egy másik kutatási területen, a vizek összegyülekezésének számításán végzett kutatásait. Addig ezt, világszerte, igen primitív módon számították. Kozák prof. kidolgozott egy olyan módszert, melyben az egész vízgyűjtőt elemekre bontotta, ahol változtathatók

voltak a paraméterek, és az eső terhelése is változhatott az időben. Ma ezt a módszert osztott paraméterű vízgyűjtőmodellezésnek hívják.

Hazatérte után, 1969 nyarán kapta meg az egyetemi tanári kinevezését a Vízépítési Tanszékre. Az egyetem rektora, ekkor kérte fel arra, hogy oktatói munkája mellett, felügyelje a Nemzetközi Kapcsolatok Osztályát, (NKO), mely az oktatók és az egyetem nemzetközi kapcsolataiért volt felelős. Ekkor kérte fel a VITUKI, hogy vegyen részt az általuk szervezett Nemzetközi Hidrológiai Tanfolyam munkájában is, ahol a Computer Hydraulics című tárgyat vezette be és adta elő évekig.

Kedvező volt számára, hogy a Tanszék gyakran kapott bírósági szakértői megbízásokat, melyeket előbb Szabathiel József professzorral, majd később egyedül is elvállalt. A peres ügyek tanulságait felhasználva, rávette főnökét, hogy közösen írjanak ezekből egy *Vízépítési Tapasztalatok* c. jegyzetet, és legyen ez is egy választható tantárgy. A tantárgynak nagy sikere lett, a hallgatóság többsége ezt választotta. Pályafutása során ez egy kötelező tantárgy is lett a szakmérnökök képzésében, és öt jegyzetet is írt belőle, egyiket dr. Hamvas Ferenc kollégájával. Összesen 97 esettanulmány került feldolgozásra.

Tanszékvezetői kinevezésére – Szabathiel professzor nyugdíjba vonulása után – 1971-ben került sor. Első feladatának tekintette a Tanszék személyi állományának megreformálását. Ezt sürgette, hogy két oktatója is külföldi munkavállalásra készült. Előbb Rátky Istvánt hozta be tanársegédnek és kezdte bevezetni a programozás rejtelmeibe. Ezután Horváth László V. éves hallgatót hozta be, aki az évfolyam kiválósága volt, kiemelt, Népköztársasági ösztöndíjas hallgató volt. Hasonlóképpen járt el egy másik tanársegéddel, Bakonyi Péterrel, aki szintén évfolyam első, és Népköztársasági ösztöndíjas volt. Vele, már V. éves korában is együtt dolgozott, a nemlineáris egyenletrendszerek gépi megoldásában. Mindhárom új munkatárs a Tanszék legkiválóbb oktatója lett. Ők képezték a tanszéki tudományos iskola gerincét a komputer hidraulikában és a nempermanens vízmozgások gépi számításának tudományában. Kozák prof. komolyan foglalkozott a kollégái szakmai előmenetelével is, így egyiküknek francia ösztöndíjat szerzett, másikat a Delfti IHE továbbképzésére küldte el, valamint egy kanadai és egy dániai munkavállalási lehetőséget is szerzett nekik.

Következő feladata, a Tanszék jegyzeteinek, tervezési segédleteinek és példatárainak modernizálása felé irányult. Ennek keretében, minden jegyzet átdolgozásra került. Kozák prof. a Hidraulika, Hidraulika Példatár és Folyami Vízépítés Műtárgyak tananyagát dolgozta át. Új jegyzeteket készítettek a komputer hidraulika témakörének oktatásához is. A Tanszék Laboratóriumában, a szemléltető oktatás elősegítése érdekében több hidraulikai modellt épített.

Szerencsésnek mondható, hogy erre az időre esett a Bős-Nagymarosi Vízlépcső (BNV) tervezése, melyhez a Tanszéke készítette a hidraulikai és energetikai számításokat. Ehhez, akkor csak a Vízépítési Tanszék értett. Új programok sorát kellett kidolgozniuk. A számítások ered-

ményeit a közös magyar-csehszlovák tárgyalásokon ismertették és vitatták meg, hol Budapesten, hol Pozsonyban. Az így kidolgozott kutatási eredmények tették lehetővé, hogy e témákból tanulmányok sora készüljön, melyeket Nemzetközi Tudományos Kongresszusokon, (IAHR, ICID, IHA), előadásokon mutatott be, ill. adott elő. Így 1972-ben a Párizsi IAHR Kongresszuson mutatta be az összetett medrekben kialakuló árhullámok számításának új módszerét, melyben külön választotta a főmedret a hullámtértől. Akkor, a külföldi kutatókat ebben megelőztük.

Az MTA kiadásában, 1977-ben jelent meg könyve: *A szabadfelszínű nempermanens vízmozgások számítása, digitális számítógépen*. Ebben, elsőként foglalta rendszerbe a vízmozgások legbonyolultabb, időben változó típusainak alapegyenleteit, és ezeknek két számítási módszerét. Ezek, a karakterisztikák, és a végesdifferenciák módszere. Mind ezt már évekkel azelőtt előkészítette cikkeivel. Számpéldái kiterjedtek az árhullámok levonulásának, az árterek begátolásának, a szükségátározók üzemének, a vízlépcsőlánccok, a duzzasztási görbék és tározórendszerek számítására, mind természetes, mind szabályos medrekben. Ezért a könyvéért Akadémiai díjat kapott.

A víztudományi számítástechnika-oktatás, valamint a számítástechnikai kutatás és alkalmazás első eredményei is a vízmérnöki tanszékeken születtek. Három számítástechnikai műhely alakult ki. Az egyik a Vízépítési Tanszéken a hidraulikai és hidrodinamikai modellezés területén Kozák Miklós vezetésével, a másik a vízellátó hálózatok számítógépes modellezése területén Bozóky-Szeszich Károly vezetésével, és a harmadik az öntöző csőhálózatok és a vízgazdálkodási rendszerek modellezése területén, Ijjas István vezetésével. Utóbbi két műhely a Vízgazdálkodási Tanszék keretén belül működött. A három csoport között nagyon jó volt az együttműködés.

Kozák professzort 1974-ben megbízták a Vízgazdálkodási és Vízépítési Intézet (VVI) igazgatásával. Az Intézet három Tanszék, a Vízépítési, a Vízgazdálkodási, és a Vízellátási és Csatornázási Tanszékeket egyesített. Az Intézetnek 10 éven át volt igazgatója. A Budapesti Műszaki Egyetem már évekkel azelőtt elkezdte az egyes rokon Tanszékeket Intézetekben egyesíteni. Kiderült, hogy ez egy elhamarkodott lépés volt. Emellett, számos tanszékcsoport, kivonta magát az intézetesítés hatóköréből. Később az intézeti rendszert fel is számolták.

Vízépítési Tanszék mindig tiszteletben tartotta egykori vezetőjét, az 1965-ben emigrálásra kényszerült Mosonyi Emil professzort. Kozák prof. egyik Karlsruhei útja során felvetette, mit szólna az egykori *Water Power Development* című könyvének, melyet itthon az MTA Kiadója adott ki, átdolgozásához. Mosonyi prof. örömmel vette a javaslatot, melyet egy hosszas közös munka követett. Kozák prof. a kötet technikai szerkesztője levélben tartotta a kapcsolatot Mosonyi professzorral, aki fejezetenként küldte el az átdolgozott anyagot. Közeledett az első

kötet megjelenésének határideje, ezért azzal a kérelemmel fordult a Belügyminisztériumhoz, hogy tekintettel Mosonyi nemzetközi tekintélyére, és a hazai vízgazdálkodás terén kifejtett történelmi érdemeire, engedjék el büntetését. A miniszter válasza pozitív volt, így 25 év után szabadon hazalátogathatt.

Kozák professzor munkaszeretete legendás volt. Aktív intézetvezetői időszakából álljon itt néhány „színes” történet koránkelő szokásaiból, közvetlen kollégái visszaemlékezései alapján:

- Kozák prof. köztudottan koránkelő volt. Nála a vizsgák reggel 6-kor kezdődtek. Ha elhúzódott a vizsga, akkor a később érkezők találkozhattak a halálsápadt, kialvatlan és remegő hallgatókkal. Pedig Kozák prof. nem volt „vérengző”, de a tudást megkövetelte.

- Általában nyugodtan végig hallgatta a feleletet és az összképre adta a megérdemelt jegyet. Állítólag csak egyszer sikerült kihozni a sodrából, amikor az első hallgatót megkérte, hogy rajzolja fel egy árvédelmi gát keresztmetszelyét. A hallgató egy olyan trapéz rajzolt fel a táblára, ami inkább hasonlított egy középkori vár keresztmetszelyére, mint egy árvédelmi gátra. Ettől igen erős haragra kelt és elküldte a hallgatót. A következő vizsgázóktól pedig csak annyit kérdezett, hogy mi a hiba az ábrán. Aznap többen elvérezték ezen az egyszerű kérdésen, pedig csak annyit kellett volna mondaniuk, hogy sokkal laposabb rézsűket kellene rajzolni.

- Kozák professzornak Balatonbogláron épült egy nyaralója. Az építkezést személyesen ellenőrizte. Így egyik éjszaka, amikor nem tudott aludni, felöltözött, beült az autójába, „leszaladt” Boglára, eligazította a munkásokat, majd visszajött Budapestre a reggeli 6 óras vizsgát megtartani.

- Bakonyi Péter meséli: Egyszer Miskolcra utaztunk vele (Horváth László és én) egy tárgyalásra. Az utazás amolyan Kozákosan kezdődött. Hajnali 5 óra körül találkoztunk valahol a Hungária körúton, majd rögtön nekivágtunk a régi 3-as útnak. Az időzítés olyan jól sikerült, hogy amikor megérkeztünk, akkor a VIZIG-en még csak a takarító ténykedett. Beengedett minket a tárgyaló partnerünk irodájába, ahol aztán Kozák prof. sajátkezűleg megfőzött kávéval várta a vendéglátónkat.

Kozák Miklós professzor 1990. január 1-én, 66 éves korában, egészségesen, saját kérésére ment nyugdíjba, de a munkát azóta sem hagyta abba. Korától függetlenül ugyanolyan vehemenciával védi a (vízépítő-) mérnököket és a szakma becsületét, mint aktív egyetemi tanárkorában. A Mérnök Újság és a napilapok hasábjain megjelenő cikkeiben kemény kritikában részesíti azokat, akik hamis, légből-kapott indokokkal megakadályozták a BNV befejezését és így hatalmas, meg nem térülő kiadásokba hajszolták az országot.

A magyar víztudományok kiemelkedő egyéniségét, Kozák Miklós professzort köszöntjük 95. születésnapján, akinek a legkiemelkedőbb szakmai eredménye a hidroinformatika hazai születésében való szakmatörténeti jelentőségű közreműködés és a számítógépes hidrodinamikai modellezés Magyarországon történő meghonosítása, ezen belül a nempermanens vízmozgások számítógépes modellezéséről szóló, nemzetközi szempontból is úttörő jelentőségű könyvének elkészítése volt. A vízepítéstudomány hazai és nemzetközi fejlődése szempontjából is fontos tevékenysége volt a vízepítési tapasztalatok és hibák összegyűjtése és értékelése, és az ezekben a témakörökben írt könyveinek megírása. Életművének fontos része a vízmérnöki tevékenység, a vízepítési műtárgyak társadalmi jelentőségének bemutatására, az ezekkel kapcsolatos tévhitek elosztatására irányuló fáradhatatlan munkája. Jó intézeti igazgató és tanszékvezető volt, tudományos iskolát teremtett, kiemelkedő tulajdonsága volt az igazságkeresés és az emberségesség.

Volt kollégái, tanítványai és a Hidrológiai Közlöny nevében, melynek hosszú szakmai pályája során aktív szerkesztőbizottsági tagja, illetve az újságban publikált nagyon sok szacikk szerzője volt, köszöntik dr. Kozák Miklós professzort 95. születésnapján:

*Dr. Bakonyi Péter
a VITUKI volt főigazgatója
az MTA Vizgazdálkodástudományi
Bizottságának elnöke*

*Dr. Rátky István
az MHT Hidraulikai és Műszaki
Hidrológiai szakosztály elnöke*

*Dr. Ijjas István
Professor Emeritus
a Magyar Hidrológiai Társaság volt elnöke*

*Dr. Horváth László
a BME volt adjunktusa*

Hogyan lehet előfizetni a Hidrológiai Közlönyt?

Előfizethető a lap:

1) A Magyar Hidrológiai Társaság internetes honlapján található megrendelőlap kitöltésével.
http://www.hidrologia.hu/mht/index.php?option=com_jellap15&Itemid=209

2) Az alábbi megrendelőlap kitöltésével, majd postán vagy emailben történő visszaküldésével is megrendelhető a Hidrológiai Közlöny.

Magyar Hidrológiai Társaság
 1091 Budapest, Üllői út 25.
 Tel: (1)201-7655
 E-mail cím: hk@hidrologia.hu

Előfizetési díjak 2019-ben:

Cégeknek:

A 2019. évi (99. évfolyam) 1-4. száma: 9600 Ft/év
 A különszám cégeknek (Hidrobiológus Napok kiadványa): 2400 Ft/év.

A Magyar Hidrológiai Társaság egyéni tagjainak:

A 2019. évi (99. évfolyam) 1-4. száma: 4000 Ft/év
 A különszám egyéni tagoknak (Hidrobiológus Napok kiadványa): 1000 Ft/év

Az árak az 5 % áfát tartalmazzák!

MEGRENDELŐ LAP

A jelen lap kitöltése megrendelésnek minősül, melyről e-mailben küldünk visszaigazolást.

Alulírott megrendelem a Hidrológiai Közlöny c. folyóirat

2019. évi 1-4. számait példányban,

2019. évi különszámát példányban,

és kérem megrendelésemet a következő évekre is folyamatosnak tekinteni.

Név vagy cégnév:

Céges megrendelés esetén kapcsolattartó neve:

Telefonszáma:

E-mail-címe:

A számlát kérem küldjék az alábbi címre:

A folyóiratot kérem az alábbi címre postázni, amennyiben eltér a számlázási címtől:

.....

Megrendelés száma (nem kötelező mező):

Megrendelési szám esetén – amennyiben elektronikusan küldik be a megrendelést - az aláírt megrendelés csatolása pdf formátumban kötelező.

Kelt: _____, 2019. _____ hó. _____ nap.
