

# HIDROLÓGIAI KÖZLÖNY

HUNGARIAN JOURNAL OF HYDROLOGY



A MAGYAR HIDROLÓGIAI TÁRSASÁG LAPJA • 104. ÉVF. 2. SZÁM • 2024  
JOURNAL OF THE HUNGARIAN HYDROLOGICAL SOCIETY • VOL. 104, ISSUE 2 • 2024



<https://doi.org/10.59258/HK>

## **A HIDROLÓGIAI KÖZLÖNY ELŐFIZETÉSE**

A <https://www.hidrologia.hu/megrendelo-lap/> címen található űrlap kitöltésével és visszaküldésével megrendelhető nyomtatott formában a Magyar Hidrológiai Társaság szaklapja, a Hidrológiai Közlöny.

**A kiadvány 2024. évi előfizetői díjai az alábbiak:**

**cégeknek 1-4. szám: 13 200 Ft/év**

**egyéni tagoknak 1-4. szám: 5 200 Ft/év**

(Az árak az 5% áfát tartalmazzák.)



## Hidrológiai Közlöny

A Magyar Hidrológiai Társaság lapja  
Megjelenik háromhavonként

### Főszerkesztő

Major Veronika

### Főszerkesztő-helyettes és olvasószerkesztő

Konecsny Károly

### Szakszerkesztő

Ács Éva

### Szerkesztőbizottság elnöke

Szöllősi-Nagy András

### Szerkesztőbizottság tagjai

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

### Kiadó

Magyar Hidrológiai Társaság  
1091 Budapest, Úllői út 25. IV. em.  
Tel: +36-(1)-201-7655  
Fax: +36-(1)-202-7244  
E-mail: titkarsag@hidrologia.hu  
Honlap: www.hidrologia.hu  
A Kiadó képviselője: Váradi József, a Magyar Hidrológiai Társaság társelnöke



### Indexelik

OJS, REAL, ROAD, COMPASS,  
MATARKA  
HU ISSN 0018-1323,  
ISSN 2939-8495 (Online)

## Tartalomjegyzék

Major Veronika: Előszó ..... 3

### TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEK

Jandó Benedek, Füstös Vivien, Ermilov Alexander Anatol, Szalóky Zoltán, Erős Tibor, Baranya Sándor: Halak fajkompozíciója és hidromorfológiai változók közötti összefüggések a Duna magyarországi szakaszán ..... 4

Lükő Gabriella, Torma Péter: A Balaton 3D hidro- és termodinamikai modelljének továbbfejlesztése ..... 16

Györki Gábor: Kezelt szennyvíz újrafelhasználásának lehetőségei és kihívásai Magyarországon ..... 28

Buzás Kálmán: Új rendszerkialakítás a kistelepülések egyes szennyvízkezelési problémáinak megoldására ..... 43

Csoma Rózsa, Wagner Flóra: A virtuális kutak módszerének alkalmazása vízbázist védő visszatöltés kialakítására kavicsbányák környezetében ..... 50

### FÓRUM

Fleit Ernő: Biohidrometallurgiai technológiák környezeti feltételei – Szakirodalmi összefoglaló ..... 64

### ÉLETUTAK

Major Veronika: Új tagot köszönhetünk a vizes szakma Széchenyi-díjasai között: Józsa János Széchenyi-díjat kapott! ..... 71

Címlapkép: A vízügy Széchenyi díjasai – Bogárdi János (1993), Starosolszky Ödön (2000), Somlyódy László (2002), Mosonyi Emil (2006), Józsa János (2024)



**Hungarian Journal of Hydrology**  
Journal of the Hungarian Hydrological Society  
Published quarterly

**Editor-in-Chief**

Veronika MAJOR

**Deputy Editor-in-Chief and Copy Editor**

Károly KONECSNY

**Assistant Editor**

Éva ÁCS

**Editorial Board Chairman**

András SZÖLLŐSI-NAGY

**Editorial Board Members**

Éva ÁCS, Péter BAKONYI, Gábor BARANYAI, Károly BAROSS, Tibor BÍRÓ, Gábor BÓDIS, Csaba BOZÁN, Géza CSÖRNYEI, Zsuzsanna ENGI, János FEHÉR, László FEJÉR, József GAYER, Géza HAJNAL, Márk HONTI, István IJJAS, János JÓZSA, Zsuzsanna KEREKESNÉ STEINDL, Gábor KEVE, Zoltán KLING, Károly KONECSNY, Kálmán KORIS, Sándor KOVÁCS, 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  
Phone: +36-(1)-201-7655,  
Fax: +36-(1)-202-7244  
Email: titkarsag@hidrologia.hu  
Web: www.hidrologia.hu  
Represented by: József VÁRADI,  
Co-President of the Hungarian Hydrological Society



**Indexed in**

OJS, REAL, ROAD, COMPASS,  
MATARKA  
HU ISSN 0018-1323  
ISSN 2939-8495 (Online)

## Contents

Veronika MAJOR: Foreword ..... 3

### SCIENTIFIC PAPERS

Benedek JANDÓ, Vivien FÜSTÖS, Alexander Anatol ERMILOV, Zoltán SZALÓKY, Tibor ERŐS, Sándor BARANYA: Relations between composition of fishes and hydromorphological variables in a very large river ..... 4

Gabriella LÜKŐ, Péter TORMA: Development of a 3D hydro- and thermodynamical model of Lake Balaton ..... 16

Gábor GYÖRKI: Possibilities and barriers of reclaimed water reuse in Hungary ..... 28

Kálmán BUZÁS: New system design to address some of the wastewater treatment problems in small settlements ..... 43

Rózsa CSOMA, Flóra WAGNER: The method of images applied to determine the size of backfills to protect drinking water base in the neighbourhood of gravel pits..... 50

### FORUM

Ernő FLEIT: Environmental conditions of biohidrometallurgical technologies – State of the Art ..... 64

### LIFE PATHS

Veronika MAJOR: We can welcome a new member among the Széchenyi Prize winners of the Water Affairs: János JÓZSA received the Széchenyi Prize! ..... 71

Cover picture: The winners of the Széchenyi Prize for Water Affairs – János BOGÁRDI (1993), Ödön STAROSOLSZKY (2000), László SOMLYÓDY (2002), Emil MOSONYI (2006), János JÓZSA (2024)

## Előszó



A címlapunkkal is tisztelgünk a vízügyi szakma Széchenyi-díj-sai előtt. A magasrangú állami díjat Magyarország köztársasági elnöke annak adományozza, aki a tudományok, a műszaki alkotások, a kutatás, a műszaki fejlesztés, a gyógyítás, az oktatás-nevelés terén kivételesen magas színvonalú, példaértékű, nemzetközileg is elismert eredményt ért el. Így őszintén gratulálunk Józsa Jánosnak, aki ezt díjat 2024 március 15-én vette át.

A Hidrológiai Közlöny 104. évfolyamának (2024) 2. száma tudományos szintű szakmai közleményeket tár olvasói elé.

*Jandó Benedek, Füstös Vivien, Ermilov Alexander Anatol, Szalóky Zoltán, Erős Tibor és Baranya Sándor* a „Halak fajkompozíciója és hidromorfológiai változók közötti összefüggések a Duna magyarországi szakaszán” című közleményben a Duna magyarországi szakaszán 2004 és 2022 között végzett halfaunisztikai felmérésekben szereplő 20 leggyakoribb halfaj előfordulásaihoz rendel vízügyi adatsorokból, illetve hidrodinamikai szimulációkból adatokat, és ezek között gépi tanulás (Machine Learning - ML) segítségével keresi az összefüggéseket. Külön érdekesség, hogy az első szerző, *Jandó Benedek* a közlemény írásakor utolsó éves gimnazista volt! Gratulálunk!

*Lükő Gabriella és Torma Péter* „A Balaton 3D hidrodinamikai modelljének tovább-fejlesztése” című dolgozatukban, egy olyan hidrodinamikai modell kidolgozásáról számolnak be, mely a Balatonra vonatkozó, részletes transzport vizsgálatokra és a későbbiekben akár az áramlások és hőmérsékleti viszonyok előrejelzésére is alkalmas lehet. A szerzők a modellel megbízható egyezést mutattak ki a Balaton Keszthelyi-medencéjében a nyílt víz áramlási és hőmérsékleti szerkezetére.

*Györki Gábor* a „Kezelt szennyvíz újrafelhasználásának lehetőségei és kihívásai Magyarországon” című közleményében napjaink egyik legaktuálisabb kérdését járja körül. A releváns szakirodalom és a szabályozások áttekintésével átfogó képet ad a szennyvíz újrafelhasználásának lehetőségeiről, előnyeiről és hátrányairól, megvalósításának nehézségeiről és a fejlődési lehetőségekről.

Napjainkban, mikor az új hazai jogszabályok alapján az agglomerációs határ 1000 LE-re csökken, van-e aktuálisabb téma, mint amit *Buzás Kálmán* az „Új rendszerkialakítás a kistelepek egyes szennyvízkezelési problémáinak megoldására” című közleményében mutat be. Mi történjen a régi oldómedencékkel? Az 1000-1999 lakosú

kistelepek csatornázás-szennyvíztisztítással való ellátásában az oldómedencével kiegészített csatornahálózatok létesítése előnyöket rejt? Erre válaszol a szerző!

*Csoma Rózsa és Wagner Flóra* „A virtuális kutak módszerének alkalmazása vízbázist védő visszatöltés kialakítására kavicsbányák környezetében” című dolgozatukban a talajvízhidraulikában ritkábban alkalmazott virtuális kutak módszerének segítségével mutatják be az eljárást, mellyel pontszerű vízkivételek környezetében is megfelelő és megbízható védőtöltés alakítható ki a bányászat miatt lecsökkent tartózkodási idő helyreállítására. Egyértelműen igazolják, hogy kavicsbányatavak talajvízszintet csökkentő hatásai megfelelően kialakított visszatöltésekkel mérsékelhetők, mely nagyban hozzájárulhat ahhoz, hogy mind a bányászat, mind a vízbázisvédelem szempontjából elfogadható megoldások alakuljanak ki.

A FÓRUM rovatban egy új, különleges technológiai fejlesztést mutatunk be. *Fleit Ernő* a „Biohidrometallurgiai technológiák környezeti feltételei – Szakirodalmi összefoglaló” tanulmánya a fémekkel szennyezett környezeti közegekből, szennyvíziszapokból, meddőhányókból és ipari hulladékokból történő fémvisszanyerés lehetőségeit elemzi. A laboratóriumi és félüzemi vizsgálatokkal alátámasztott technológia egyes toxikus nehézfémek, ritkaföldfémek és egyéb iparilag fontos fémek elemek biohidrometallurgiai (BHM) eszközökkel történő kinyerését valósítja meg.

Az ÉLETUTAK rovatban bemutatjuk a vízügyi szakma Széchenyi-díjasait. A szakmánk megtisztelése is, ha olyan szakember kapja a díjat, akinek a munkássága a vizes pályához kötődik. Bogárdi János vízépítő mérnök 1993-ban, Starosolszky Ödön építőmérnök 2000-ben, Somlyódy László gépészmérnök 2002-ben, Mosonyi Emil vízépítő mérnök pedig 2006-ban kapta meg a Széchenyi díjat. A legfrissebb díjazottunk pedig Józsa János vízépítő mérnök. Minden Széchenyi-díj mögött meghúzódik egy történet, melyet a hivatalos bemutatás mellett felidézünk.

Köszönetemet fejezem ki a szerzőknek, a bírálóknak és a szerkesztőbizottságnak, hogy munkájukkal segítették a kötet megjelenését. Külön hála Doroszai Dénesnek, aki csodás fényképfelvételével színesítette kötetünket.

A Hidrológiai Közlöny 2024-től kicsit kinyitja a kaput és külön kötetben angol nyelvű közleményeket is közzétesz. A közlési útmutató (<https://tinyurl.com/5c32k7br>) alapján várjuk a magyar nyelvű dolgozatokhoz hasonló, magas tudományos színvonalú angol közleményeket is! Good luck!

*Dr. Major Veronika*  
a Hidrológiai Közlöny főszerkesztője

## Halak fajkompozíciója és hidromorfológiai változók közötti összefüggések a Duna magyarországi szakaszán

Jandó Benedek<sup>1</sup>, Füstös Vivien<sup>2,3</sup>, Ermilov Alexander Anatol<sup>4</sup>, Szalóky Zoltán<sup>5,6</sup>, Erős Tibor<sup>7,8</sup>, Baranya Sándor<sup>3,4</sup>

<sup>1</sup>Állatorvostudományi Egyetem, Zoológiai tanszék, Budapest (e-mail: jandoben@gmail.com)

<sup>2</sup>HUN-REN-BME Vízgazdálkodási Kutatócsoport, Budapest

<sup>3</sup>Víztudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Építőmérnöki Kar, Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék, Budapest

<sup>4</sup>Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Építőmérnöki Kar, Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék, Budapest

<sup>5</sup>HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Vízi Ökológiai Intézet, Budapest

<sup>6</sup>Víztudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Vízi Ökológiai Intézet, Budapest

<sup>7</sup>HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, Tihany

<sup>8</sup>Víztudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, Tihany

DOI: 10.59258/hk.15656



### Kivonat

Hiányos ismeretekkel rendelkezünk a halfajösszegek szerkezetét meghatározó abiotikus tényezők jelentőségéről nagy folyókban. Kutatásunkban a Duna magyarországi szakaszán 2004. és 2022. között végzett halfaunisztikai felmérésekben szereplő 20 leggyakoribb halfaj előfordulásaihoz rendeltünk vízügyi adatsorokból, illetve hidrodinamikai szimulációkból adatokat és ezek között gépi tanulás (Machine Learning-ML) segítségével kerestünk összefüggéseket. Az elemzésben független változóként feltüntetett 9 abiotikus tényező közül a sodrás sebessége, a vízmélység és a mederanyag összetétele bizonyultak a legmeghatározóbb változóknak, ami összecseng a korábbi kutatások eredményeivel. Emellett, az általunk készített Random Forest modell alkalmasnak bizonyult adott körülmények mellett az elemzett halfajok számosságának prediktálására a Duna teljes hazai szakaszán. Ezek a becslések az egyes halfajok számára optimális élőhelyeket számszerűsítik. A ML elemzés mellett lehetőségeket mutattunk a nagy teret és időt lefedő halfaunisztikai adatbázis populációs kapcsolatok vizsgálatában (mint például invazív és őshonos fajok viszonya) való használatára klasszikus statisztikai módszerekkel. Az itt kapott eredmények sok esetben összeesengtek a random forest modellel, azonban okot adnak a modell további független változókkal való bővítésére a dunai halfajok ökológiájának jobb megértése érdekében.

### Kulcsszavak

Hal-élőhely kapcsolatok, gépi tanulás, ökohidraulika, regressziós Random Forest, folyami élőhely értékelés.

## Relations between composition of fishes and hydromorphological variables in a very large river, in the Hungarian section of the Danube River

### Abstract

Understanding of the contribution of abiotic drivers to fish community structure in very large rivers is poor. In this study, we assigned the occurrence data of the 20 most common fish species in the Hungarian section of the Danube River from 2004 to 2022 to hydrodynamic variables from hydrological datasets and hydrodynamical simulations and looked for patterns among them using Machine Learning (ML). Among the nine abiotic factors used as independent variables in the analysis, the depth-averaged flow velocity, water depth and bed material composition were the most decisive variables, which aligns with the results of previous research. In addition, with our Random Forest model, we were able to predict the number of individuals of the 20 most common fish species in the given conditions in the entire Hungarian section of the Danube. These estimates refer to optimal habitat for fish species according to abiotic variables. In addition to the ML analysis, we showed the possibility of using the Danube fish faunistic database, which covers a large area and time, to investigate the relationships of the population (for example, the relationship between invasive and native species) using classical statistical methods. The results found here are in many cases consistent with the Random Forest model but give reason to extend the model with additional independent variables to better understand the ecology of the Danube fish species.

### Keywords

Ecohydrology, Machine Learning, fish-habitat relations, regression Random Forest, river habitat evaluation.

### BEVEZETÉS

Hazánk vízrajza Duna-központú, az ország folyóhálózatának főtengegyét ez a folyó alkotja, illetve a felszín alatti vízhalózathoz is szervesen kapcsolódik (*A Víz keretirányelv hazai megvalósítása 2009*). Ebből adódóan hatalmas szerepet játszott hazánk jelenlegi tájszerkezetének kialakításában. A hazai tájtípológiai rendszer jelentős részét teszik ki folyókkal kapcsolatba hozható tájtípusok, amelyek

nagy része a Duna mentén is megtalálható (*Tózsza 1998*). Ezenkívül központi folyónkként a kereskedelmi, a vízgazdálkodási, a lakossági és a mezőgazdasági kérdésekben is évszázadok óta jelentős szerepet kap, aminek eredménye lett a folyószabályozás és árvízmentesítés a teljes hazai szakaszon (*A Víz keretirányelv hazai megvalósítása 2009*), amely jelentősen átformálta a Dunához kapcsolódó vizes élőhelyek működését (*Farkas-Iványi és Trájer 2015*).

A mesterséges intelligencia valósággal berobbant a tudományba. Mivel rengeteg új lehetőséget hozott szinte minden területen, így nem meglepő, hogy hamar elkezdték használni az ökológiában is. Napjainkra gyakorlatilag a mesterséges intelligencia minden megközelítését (neurális hálózatok, genetikai algoritmusok, random forestrendszerek, deep learning algoritmusok) használták már ökológiai kutatásokban (Sylvain és társai 2019).

A Machine Learning (ML) algoritmusok alkalmazásának fő célja, hogy mintázatot fedezzenek fel adatsorokban. Az ökológusok számára ez azért rendkívül előnyös, mert így lehetővé válik a bonyolult, nem lineáris adatsorok elemzése, ami gyakran előfordul komplex ökológiai kérdéseknél (Olden és társai 2008). A Random Forest (RF) módszer a ML megközelítések egy típusa, amely remekül alkalmazható ökológiai felhasználásban is változók előre jelzésére (Bergström és társai 2011, Liu és társai 2018, Elmahdy és társai 2020), ugyanis a klasszikus statisztikai módszerekkel szemben, könnyen vizsgálhatóak vele komplex, nem lineáris kapcsolatok is.

A módszer általunk alkalmazott verziója, a regressziós RF az ún. „regressziós fák” (regression tree – RT) alapul, amelyek a „döntés fák” (decision tree – DT) numerikus változókból álló típusai. Ezek a fák egy adott változó becslését, vagy klaszterezését teszik lehetővé számos változó előre kiszámított küszöbértéke mentén történő logikai döntések segítségével (Olden és társai 2008). Az egyes adatsorokra felépített RT-k a racionális emberi döntések analógiáját követik és a komplexebb problémákat lineáris szegmensekre bontva segítenek az előrejelzésben. Hátrányuk azonban, hogy egyáltalán nem rugalmasak. Jól használhatók azon az adatsoron, amin létrehozták, azonban nem lehet velük interpolálni más adatbázisokat, mert nem képesek alkalmazkodni az ott tapasztalható más küszöbértékekhez, vagy a kategóriák eltérő kapcsolataihoz. Itt jön képbe a Random Forest (RF), ami ötvözi az RT-k hatékonyságát és a ML flexibilitását, bár extrapolálni a betanításra használt adatsor tartományán kívülre ez sem képes. Az RF lényege, hogy egy adott tanító adatbázis alapján random választott változók és küszöbértékek segítségével létrehoz számos RT-t. Majd az adott változó(k) új adatsorok alapján történő becsléséhez az új adatbázis minden egyes magyarázó változójának értékét lefuttatja az összes, korábban elkészített RT-n. Regressziós RF esetében a fák által megszavazott

értékek átlaga lesz az előrejelzett érték. Az RF tehát több száz, vagy akár ezer RT összessége, amelyek mindegyikét felhasználja az új becslésekhez, ezáltal képes alkalmazkodni az új adatsorokban található ismeretlen esetekhez is (Olden és társai 2008).

Kutatásunk célja egy olyan RF modellt felállítása volt, amellyel képesek vagyunk különböző körülmények esetén megbecsléni az egyes halfajok számára optimális élőhelyeket a Duna magyarországi szakaszán, valamint számszerűsíteni tudjuk az egyes abiotikus faktorok halak előfordulásában betöltött szerepét. Célunk volt emellett alapot nyújtani további élőhelyalkalmassági modellek finomításához.

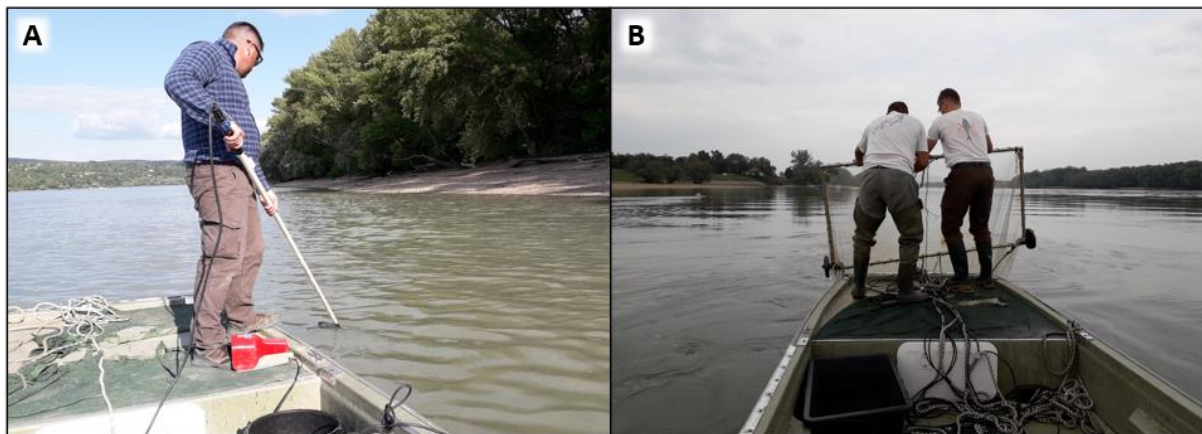
## ANYAG ÉS MÓDSZER

### Duna halfaunisztikai adatbázisa

#### Általános jellemzés és mintavételi módszerek

Az elemzésekhez használt halfaunisztikai adatbázis a Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, valamint a HUNREN Ökológiai Kutatóközpont munkatársai által, különböző projektekhez kapcsolódóan 2004 és 2022 között végzett felmérésekből került összeállításra és az 1668 mintavétel nagyjából egyenletesen lefedi a Duna teljes hazai szakaszát. A mintavételezés bár standard módszerekkel, de nem standard időközönként történt és a minták térbeli eloszlása sem egyenletes.

A mintavételezés két módszerrel történt április és november között, nappal és éjjel is. Az egyik a partközeli, vagy parti elektromos módszer (PE) (1. ábra), mindkét napszakban. Ebben az esetben a part mellett, az áramlással együtt sodródó csónakból közvetlenül a parti zónából történik a halak gyűjtése, leggyakrabban 500 méteres, míg általánosságban 45-800 méter hosszú szakaszon. Az elektromos bentikus keretes húzóhálóval (EBKH) pedig a parttól távoli területek vizsgálata történt nappal (1. ábra). Ebben az esetben egy halászgép (leggyakrabban a Hans-Grassl EL65 IIGI eszköz) alkalmazásával, a legtöbb esetben 500 méteres, míg általánosságban 300-870 méteres szakaszon történt a halászat (Szalóky és társai 2014). A két módszer együtt megfelelően lefedi a mederszelvényt, így kombináltan alkalmasak a folyók halfaunájának értékelésére (Zajicek és Wolter 2018).



1. ábra. Parti elektromos halászat (PE) (A) és az elektromos bentikus keretes húzóháló (EBKH) (B) a gyakorlatban (Fotó: Füstös V.)

Figure 1. Shoreline electrofishing (SE) (A) and an electric benthic frame trawl (EBFT) (B) in practice (Photo by V. Füstös)

### Adatbázis tisztításának módszerei

Az adatbázisból eltávolítottuk a pontatlan, hiányos, vagy az általunk vizsgált területen, tehát a Duna magyarországi szakaszán túlmutató adatokat. A redundáns, vagy a további elemzések szempontjából irreleváns változókat (például a vízparti növényzet becslései) szintén töröltük. Végül az adatbázis szöveges megjegyzéseit feldolgozva szűrtünk ki a további rekordokat.

Az elemzésekhez használt koordinátapárokat az alábbiak szerint alkalmaztuk: abban az esetben, amikor mindkét koordinátapár rendelkezésre állt (minták 70%-a), ott a kettő számtani közepeként előálló szakaszfelezőpontot számítottuk ki. Abban az esetben, ahol csak a kezdő pont állt rendelkezésünkre (minták 30%-a), ezt a koordinátapárt vettük alapul. Az elemzésekhez használt koordinátákat az Egységes Országos Vetületi rendszerben (EOV) értelmeztük.

### Fajpárok közötti kapcsolatok elemzése

A halfaunisztikai adatbázis elemzéséhez az RF mellett használtunk klasszikus statisztikai módszereket is, amelyekkel lehetőségeket mutatunk a populációs kapcsolatok nagyléptékű faunisztikai adatbázisokon keresztül történő vizsgálatára és összehasonlításra az itt kapott értékeket az RF eredményeivel. Ehhez az elemzéshez két fajpárnál határoztuk meg, hogy amikor mindkettő jelen van egy adott helyen, akkor az egyik faj milyen hatással van a másik egyedszámára.

A két fajpár esetén listáztuk azokat a mintákat, amelyekben mindkét faj előfordul, ugyanis abban az esetben, amikor egy faj nincs jelen egy mintában, a probléma ökológiai komplexitása miatt nehéz meghatározni, hogy ez a másik faj miatt van, vagy valami teljesen más, általunk nem is mért változó miatt. Ezt követően közös szórásdiagramon ábrázoltuk az adatpárokat. Minden szórásdiagramra illesztettünk egy  $f(x) = x$  referenciaegyenest is, amely azt a hipotetikus esetet szemlélteti, amikor a két faj egyedszáma egyenesen arányos egymással. Az alapján, hogy a pontok milyen mintázatot követtek, illetve az egyenes melyik oldalán sűrűsödtek, felállítottuk az ellenhipotézist, majd kiszámítottuk a Pearson-féle korrelációs együtthatót a két változó szimmetrikus kapcsolatának értékeléséhez. A korrelációs együttható után fajonként kiszámítottuk az egyedszám-arányokat (a két faj együttes egyedszámának mekkora részét teszi ki az egyik, és mekkora részét a másik). Az így kapott párosított minták átlagát kétmintás, páros t-próbával hasonlítottuk össze egyoldali ellenhipotézissel, vagyis R-ben t.test(paired = T). Mivel az egyedszám-párok minden esetben a kis értékeknél sűrűsödtek és a nagyobbak felé haladva minden irányban erősen ritkultak, így a különbségeik sem követek normális eloszlást, azonban a különbségek tapasztalati eloszlása leginkább egyenletes volt és több csúcsú, nem pedig ferde. Viszont a nagy mintaelemszám (30 <= n) köszönhetően közelítőleg tudtuk alkalmazni a kétmintás, páros t-próbát (Reiczigel és társai 2010).

### Random Forest modellezés

#### A 20 leggyakoribb halfaj vizsgálat

Az RF modellben a 20 leggyakoribb (legnagyobb egyedszámban jelenlévő) halfaj egyedszám-adatait, a minták fajszámát, illetve egyedszámát használtuk fel függő változóként, valamint négy mintavételi körülményt leíró és öt abiotikus változót független változóként. A négy körülményt leíró változó a dunai halfaunisztikai adatbázisból származott. A 20 leggyakoribb halfajt az alábbiak alkották: szélhajtó kűsz (*Alburnus alburnus*), bagolykeszeg (*Blicca bjoerkna*), paduc (*Chondrostoma nasus*), selymes durbincs (*Gymnocephalus schraester*), balin (*Leuciscus aspius*), jászkeszeg (*Leuciscus idus*), menyhal (*Lota lota*), folyami géb (*Neogobius fluviatilis*), kerekfejű géb (*Neogobius melanostomus*), csapósügér (*Perca fluviatilis*), kessler-géb (*Ponticola kessleri*), halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkyovi*), bodorka (*Rutilus rutilus*), leánykoncér (*Rutilus virgo*), fogassüllő (*Sander lucioperca*), kőszüllő (*Sander volgensis*), fejes domolykó (*Squalius cephalus*), szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*), német bucó (*Zingel streber*), magyar bucó (*Zingel zingel*).

#### Abiotikus változók a modellben

Az öt abiotikus változóból egy, a vízmélység, a dunai halfaunisztikai adatbázisból származott, a többi hidrodinamikai modellek segítségével, illetve vízügyi adatbázisokból rendeltük az adatokhoz. A vízügyi adatsorból nyert változó a vízállás és a vízjárás, amelyek a kis-közép-nagy, illetve az árad-apad-stagnál értékek valamelyikét vették fel. A sodrási sebességet (m/s) az egyes mintavételi pontokra a vízállás és a vízjárás, továbbá az adott szakaszra jellemző esés segítségével becsültük a Duna mentén elhelyezett vízmércék visszamenőleges mérései alapján. Mivel a mintákat pontszerűen értelmeztük, így a sebesség becslése is pontszerűen, a transekt kezdő-, vagy középpontjában történt. Ez az egyszerűsítés azonban a nagy adatsokaság miatt nem okoz számottevő eltérést az elemzésekben.

A mederanyag-összetétel egy kétdimenziós (2D) hidrodinamikai modellből lett a mintavételi pontokhoz hozzárendelve Baranya és társai (2018), Füstös és társai (2019), valamint Füstös és társai (2021) közleményeiben használt módszerek és modellek segítségével:

A lokális mederanyagbecslés lényege, hogy a modell egy lefektetett számítási rácsháló minden egyes rácspontjára a vízhozam alapján megbecsüli a mederfenék és az áramló víztömeg közötti nyírófeszültséget, ez alapján meghatározható a mederanyag is. Az adott területen jellemző vízhozam gyakorlatilag maximum likelihood (legnagyobb valószínűség) becslési módszerrel adódik, amely alapján a kettő közötti összefüggés miatt a nyírófeszültségre is becsülhető egy érték valószínűségi úton. A korábban vett mederanyag minták és mérések alapján pedig a szemcseméret szerint csoportosított mederanyag típusok a becsült nyírófeszültséghez hozzárendelhetőek minden egyes rácspontban, ami a mederanyag nagyon aprólékos leképezését adja.

#### Modell paraméterei

A kutatás során egy regressziós RF modellt alkalmaztunk, melynek betanítása a rendelkezésre álló adatok 80%-



ával történt meg, míg a maradék 20%-on validáltuk a betanítás sikerességét. Az RF modell 150 fát tartalmazott és maximálisan öt szintig hatolhatott le. A modellezéshez a sklearn könyvtárat használtuk, amely az egyik leghasznosabb és egyben ingyenes gépi tanulási eszköztár Python programozási nyelvben (Pedregosa és társai 2011). A sklearn a NumPy, Matplotlib, illetve SciPy csomagokra épül. A kódolás, futtatás, ábrázolás és értékelés felülete a Google Colab volt (<https://colab.google/>), ahova maga a Random Forest Regresszor, a tanító és tesztelő halmazok létrehozására, valamint a statisztikai értékelések elvégzésére szolgáló eszközöket importáltuk a fent említett könyvtárból. Az adatok rendezésére és az Excel táblából való ki

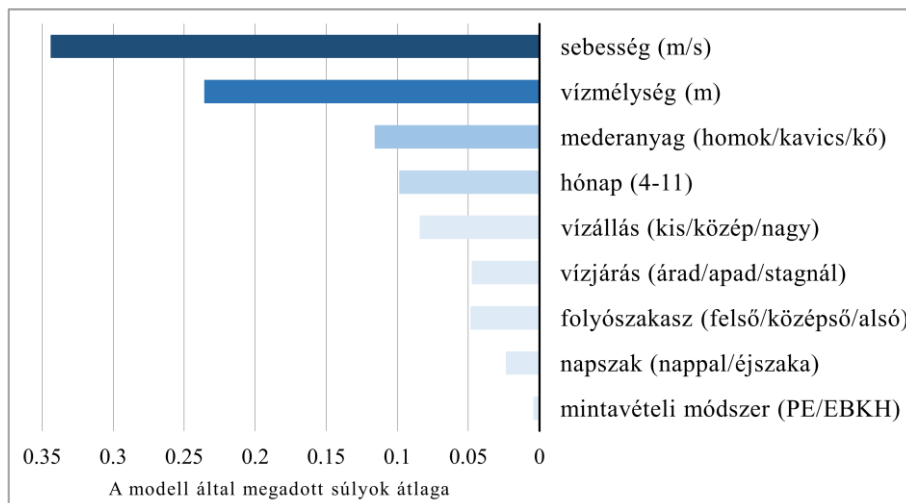
nyerésére a pandas Python könyvtár került használatra (<https://pandas.pydata.org/>).

### Modell empirikus tesztelése

A modell pontosságának és hatékonyságának tesztelését egy halfaj, validáló adatsorból származó adatain végeztük el. A tesztelés során válogatott mintavételezéseket tettünk össze egy ritkított 2D grid segítségével végzett lekérdezéssel. Az egyes mintavételezésektől maximum 150 méteres távolságon belüli becsült értékek mediánját hasonlítottuk a mért értékekhez.

## EREDMÉNYEK ÉS KIÉRTÉKELÉS

### RF elemzés eredményei



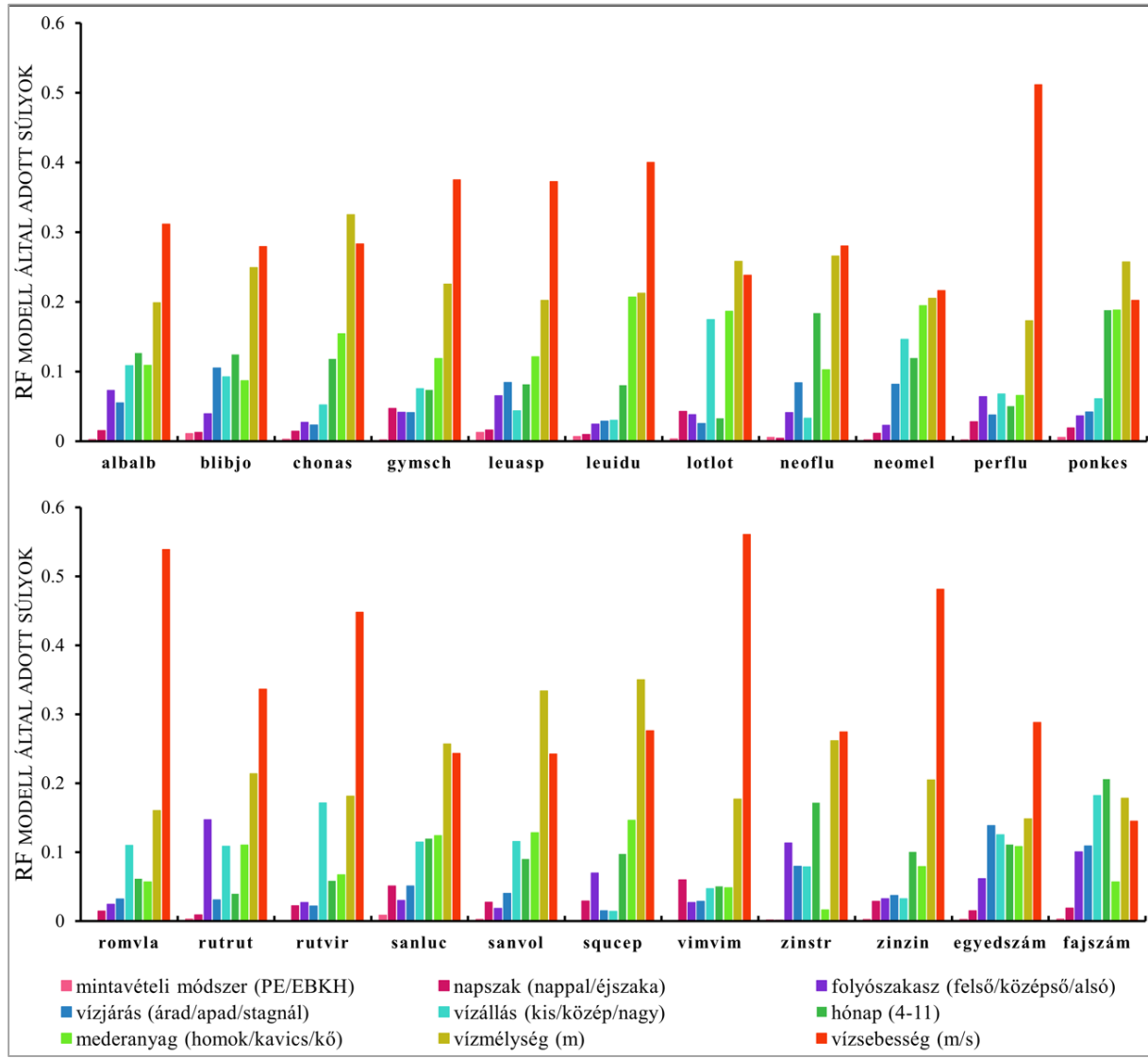
2. ábra. A független változók átlagos szerepe a 20 leggyakoribb halfaj előfordulásában az RF modell eredményei szerint  
Figure 2. Average weight (feature importance) in the presence of the most common fish species in the Danube of the nine abiotic variables used in the model

Az RF elemzés szerint a vizsgálatra kiválasztott abiotikus változók közül kiemelt fontosságú a vízsebesség és a vízmélység, harmadik helyre pedig a mederanyag típusa került (2. ábra). Az első két paraméter ennyire kiemelt szerepe egybevág a ténnyel, hogy az élőhely-megfelelőség kutatásának kezdeti időszakában amerikai kutatók ugyanezen két paraméteren kezdték az élőhelyek minősítését (U.S. Fish and Wildlife Service 1985), a mederanyag minőségét pedig már később vették be a halmazba (Baranya és társai 2018). Szintén kiemelt jelentősége adódott a mederanyag összetételének a használt adatbázisra épülő korábbi, klasszikus statisztikai módszerekkel tett elemzésben (Szalóky és társai 2021). A további paramétereket illetően van olyan, amit fenntartással kell kezelnünk. Saját tapasztalatainkból ismeretes, hogy a napszak és a mintavételi mód is befolyásolja a mintázott halállomány fajösszetételét, ami nem jelenik meg e paraméterek súlyánál. Fontos azonban kiemelni, hogy vizsgálatunk függő változóiban egyedszámok és fajszámok szerepeltek, nem fajok klasszifikációja. Ezzel a megközelítéssel tehát a megváltozott összetételt nem, csak a fajszámot, és az egyedszámot beállt változást mutathatjuk ki (amely a modelleredmények szerint nem volt jelentős a két napszak és a két mintázási módszer között). Ezenkívül lényeges az is, hogy a modellből számos

ritkább halfaj kimaradt, amelyeknél bizonyára nagyobb súllyal jelent volna meg a mintavételi módszer. Erre jó példa a kecsge (*Acipenser ruthenus*), amely szinte kizárólag az EBKH módszerrel halászható sikeresen, ugyanis a nyílt vízi élőhelyeket kedveli (Szalóky és társai 2014).

Az egyes fajokra külön meghatározva a kilenc paraméter súlyát, szembevetünk, hogy bizonyos fajoknál az áramlási sebesség többszörösen meghatározó a többi paraméterhez képest (3. ábra).

Ismeretes, hogy a csapósügér jellemzően az állóvizeket, míg a szilvaorrú keszeg éppen ellenkezőleg, a nagyobb sodrású területeket kedveli (Harka és Sallai 2004). Mindkét faj előfordulásában egyaránt fontos limitáló tényező tehát a sebesség, amelyet kimutatott a modellünk is. Egy másik megfigyelhető jelenség a kerekfejű gébhez kapcsolódik, melynek előfordulásában homogén módon alacsony szerepet határozott meg az RF a három legfontosabb paraméternek (3. ábra). Ez alapján adódik a következtetés, hogy e fajnak nincsenek különösebb igényei a hidrológiai, morfológiai változókat illetően. Ezt alátámasztja, hogy egy generalista, idegenhonos fajról beszélünk, amely rövid idő alatt el tudott terjedni a Duna hazai szakaszán (Szalóky és társai 2015); az inváziós siker valóban származhat ebből a fajta környezeti paraméterekkel szembeni széles toleranciából is.



3. ábra. A 20 leggyakoribb faj előfordulásában szerepet játszó kilenc abiotikus paraméter súlya az egyes fajokra, valamint a mintaegetedszámra, mintafajszámra külön tekintve (RF)

Megjegyzés: A fajnév kódok magyar megfelelői: albalb = szélhajtó kiusz, blibjo = karikakeszeg, chonas = paduc, gymsch = selymes durbincs, leuasp = balin, leuidu = jászkeszeg, lotlot = menyhal, neoflu = folyami géb, neomel = kerekfejű géb, perflu = csapósügér, ponkes = Kessler-géb, romvla = halványfoltú küllő, rutrut = bodorka, rutvir = leánykoncér, sanluc = süllő, sanvol = kősüllő, squcep = domolykó, vimvim = szilvaorrú keszeg, zinstr = német bucó, zinzin = magyar bucó

Figure 3. Weights of the nine abiotic parameters (feature importance) involved in the occurrence of the 20 most abundant fish species for each species and for the number of individuals and number of species (RF)

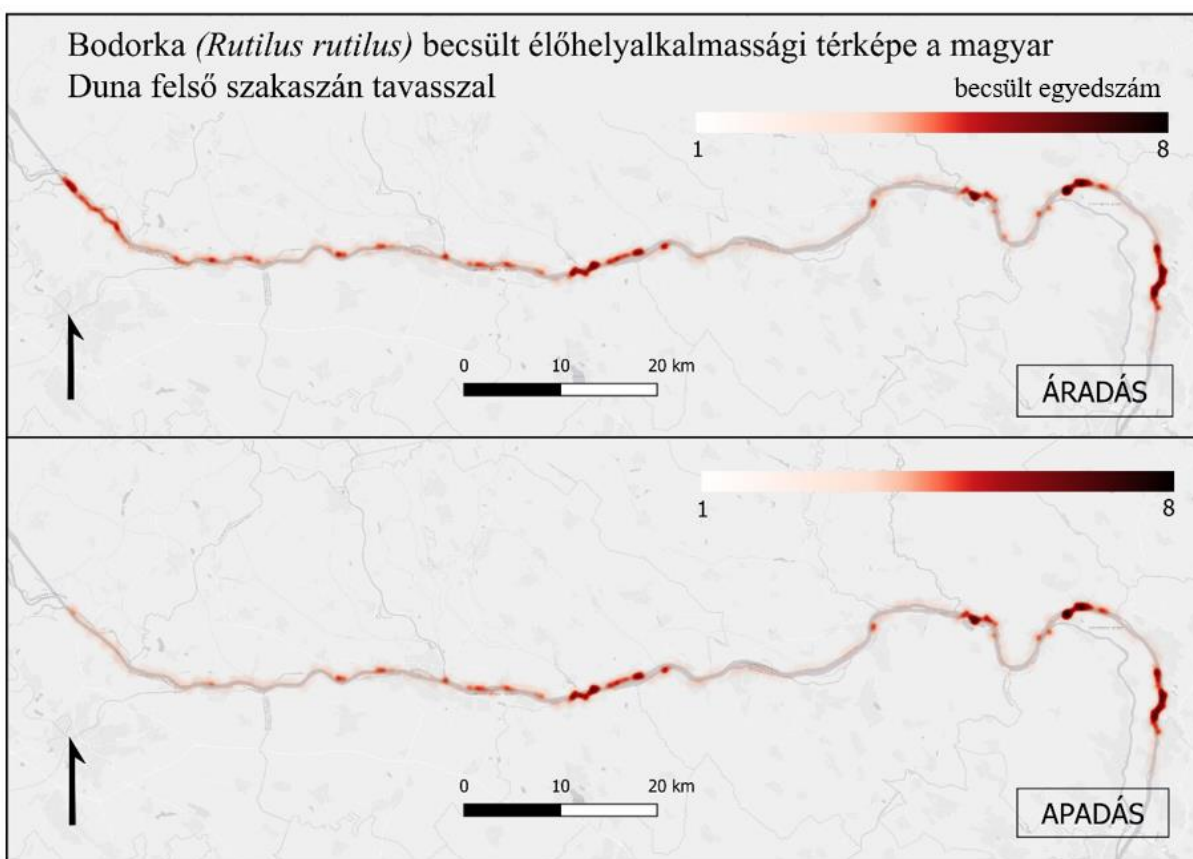
### Modell használata

Az RF modell segítségével létrehozhatóak olyan, fiktív helyzetek, lekérdezések, amelyekben mi állítjuk be a körülményeket (pl. évszak, vízállás) és a tapasztalt összefüggések alapján becslést kapunk az általunk vizsgált halfajok egyedszámaira a Duna egy megadott pontjában. Ennek segítségével képesek vagyunk térben is modellezni a halak abiotikus változók szerinti elterjedését, azaz gyakorlatilag az egyes fajoknak megfelelő élőhelyeket.

Egy lekérdezés során a modell a Duna hazai szakaszára fektetett, kis léptékű 2D grid minden pontjában becslést ad a 20 leggyakoribb halfaj egyedszámára (Füstös és társai 2021). A kapott érték gyakran nem egész szám, ugyanis az egyes regressziós fák eredményeinek átlagát adja a modell, azonban jól alkalmazható arra, hogy az egyes változók közötti összefüggések alapján az adott halfaj szempontjából rendszerezzük a folyami élőhelyeket.

### Nagy léptékű lekérdezések: Bodorka (*Rutilus rutilus*) gyakorisági térképe tavasszal áradó és áradó vízjárásnál

A bodorka egész Európában elterjedt, gyakori halfaj. Stagnofil, de a lassú áramlású víztestek között nem válogat, ezáltal a csatornák és gátak építése kedvező lehet számára (Kottelat és Freyhof 2007). Magyarországon a sebes patakok és a gyorsabb folyású folyószakaszok kivételével mindenhol előfordul (Harka és Sallai 2004). Ivadéka és fiatal egyedei elsősorban a sekély (max. 1,0 m), hínárnövényzetben és növényi törmelékben gazdag, lenitikus víztesteket kedvelik, míg kifejlett (1+) egyedei a partmenti zóna nyíltabb vízfelületeit részesítik előnyben. Ennek a korfüggő habitatpreferencia-változásnak köszönhetően a bodorka számára a fokozatosan és lassan mélyülő, partközeli hínárnövényzetben és növényi törmelékben gazdag, valamint lassú sodrású litorális területek a legmegfelelőbbek (Copp 1990, Garner 1995, Rossier és társai 1996).



4. ábra. Bodorka (*Rutilus rutilus*) modell által becsült élőhelyalkalmassági térképe a Duna felső szakaszán tavasszal áradó és apadó vízjárásnál

Figure 4. Predicted habitats (RF) of the roach (*Rutilus rutilus*) in the upper section of the Danube on spring during flooding and receding flow regime

Az RF modell súlyai alapján ennél a fajnál a sodrás sebesség és a vízmélység mellett a mederanyag, a folyószakasz és a vízállás is jelentősen befolyásolja a jelenlétét. A 4. ábrán is jól látszik, hogy áradás esetén összességében megnő az abundanciája, ami kifejezetten jól látszik a Szigetközönél. Ez összefügg azzal, hogy az árhullámmal az arra alkalmas helyeken kiszélesedik a partmenti zóna,

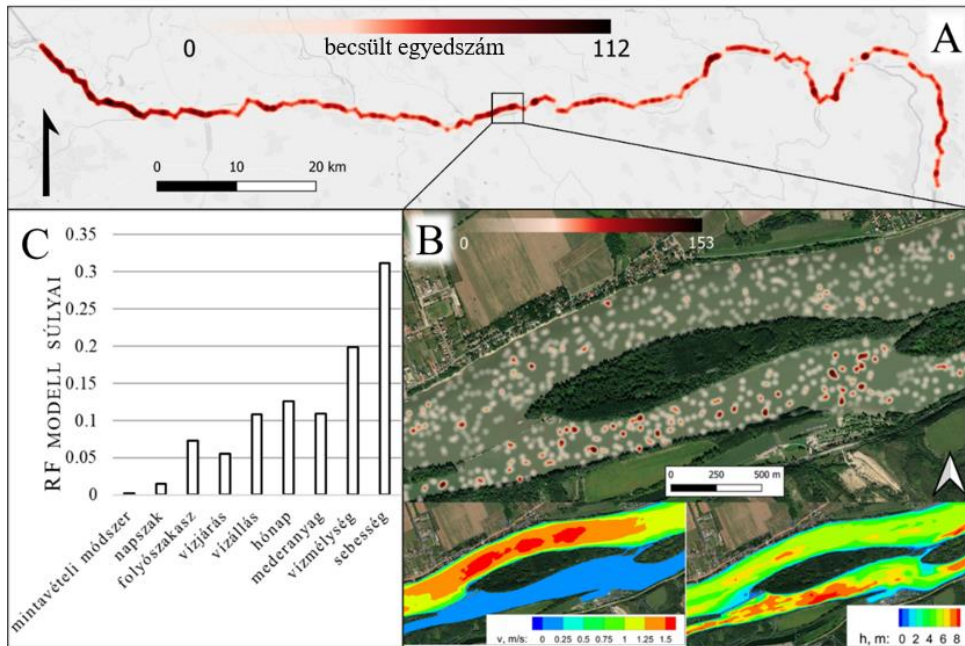
amely megfelelő élőhely a bodorkának, különösen az ivadékoknak és juvenilis egyedeknek.

Emellett az is látszik (4. ábra), hogy a vízjárástól függetlenül a legnagyobb sűrűsödési pontok állandóak. Ezek olyan területek (pl. Neszmély), ahol a szigetek, vagy öblök miatt megtalálhatóak a bodorkának legjobban megfelelő élőhelyek.

**Kisléptékű lekérdezések: szélhajtó kűsz (*Alburnus alburnus*) gyakorisági térképe nyáron, apadó vízjárásnál a Radványi-szigetnél**

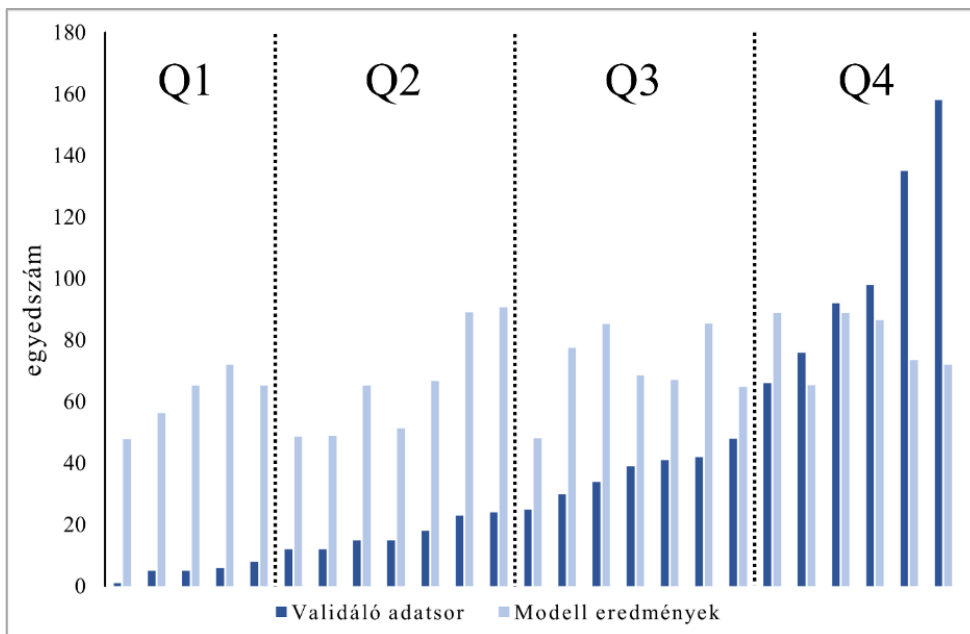
A szélhajtó kűsz a Pireneusi- és az Appennini-félszigeten kívül szinte egész Európában általános elterjedt

pontyfélé (*Kottelat és Freyhof 2007*). Társas életmódú halfaj, amely minden, nem túlságosan kicsi álló- és folyóvízben megtalálható. Legnagyobb állományai a folyók síkvidéki, lassabb folyású régióiban élnek (*Harka és Sallai 2004*).



5. ábra. A szélhajtó kűsz (*Alburnus alburnus*) becslött abundancia (sűrűsödési) térképe a hazai Duna felső szakaszán (A) és a Radványi sziget környékén (B) nyáron, apadó vízjárásnál, összehasonlítva a sebességgel és a vízmélységgel, valamint az RF modell által megadott súlyok eloszlása a szélhajtó kűszre nézve (C)

Figure 5. Predicted macro (A) and micro (B) abundance (optimal habitat) map of the bleak (*Alburnus alburnus*) with water depth and flow velocity in summer, in receding flow regime, in the upper section of the Hungarian Danube and feature importance given for the bleak (C) given by the RF model



6. ábra. A szélhajtó kűsz (*Alburnus alburnus*) fogott egyedszámok növekvő sorrendben, a kvartilisek jelölésével, és a hozzájuk tartozó becslött egyedszámok

Figure 6. Sampled individual numbers of bleak (*Alburnus alburnus*) from the validating dataset (dark blue) in increasing order with quartiles and estimated individual values belonging to them (light blue)

Az RF által adott súlyok alapján a sodrási sebesség a leginkább limitáló tényező az előfordulásában (5. ábra). Azonban sok más fajjal ellentétben a vízmélyesre kevésbé érzékeny, köszönhetően életmódjának, ugyanis leggyakrabban a felszín közelében táplálkozik planktonszervezetekkel, vízre hulló rovarokkal, növényi részekkel, vagy szerves törmelékekkel (Harka és Sallai 2004). A Radványi-szigetnél (Neszmély) készített 5. ábrán is jól látszik, hogy a gyakorlatilag állóvíz mellékágban vannak számára a legmegfelelőbb élőhelyek, annak ellenére, hogy a vízmélység itt elég nagy.

#### Modell tesztelése a szélhajtó küsz (*Alburnus alburnus*) példáján

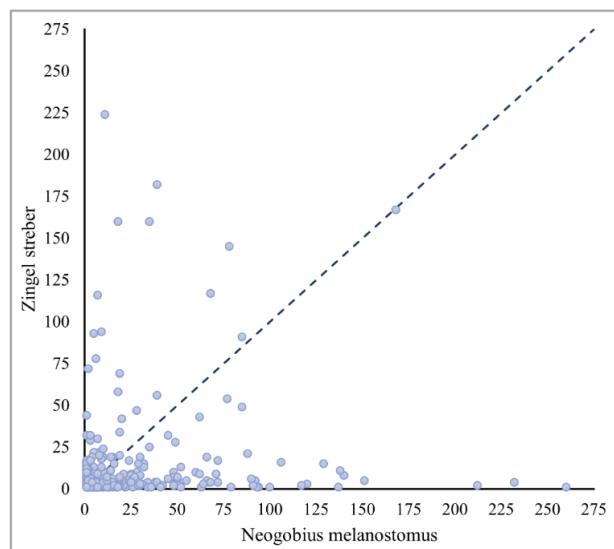
A modell pontosságának és hatékonyságának tesztelését a szélhajtó küsz egyedszám adatain hajtottuk végre, ugyanis ez a faj a modell által adott súlyok alapján kiemelkedően a sodrási sebességre mutatkozott érzékenynek (3. ábra), ezenkívül a validáló adatsorban ebből a fajból állt rendelkezésre a legtöbb, nullától különböző rekord. A mintavételek szelektálása a sebességet befolyásoló változók szerint történt, így végül 26 db középvízi, apadó vízjárásnál, júliusban – a hónap azért lett megadva, mert bár nem szerepel nagy súllyal ennél a fajnál, azonban a térbeli eloszlásban meghatározó – vett minta jelentette a valós adatokat, amelyekhez hozzá lettek rendelve a modell becslésének mediánjai.

A modell a megadott körülmények mellett minden mintához hasonló értékeket adott (szórás:  $\sigma = 14,25$ ; terjedelem = 42,81). Ezzel szemben a valódi egyedszámok sokkal nagyobb terjedelemben vettek fel értékeket (szórás:  $\sigma = 41,53$ ; terjedelem = 157). A legtöbb esetben a modell eléggé túlbecsül, azonban a valódi és a becsült értékek közötti eltérés kvartilisenként csökken és a 4. negyedben a legkisebb. Ezenkívül a 6. ábrán látszik, hogy van egy szűk intervallum, ahol elfogadhatóan kicsi a hiba. Ez a tartomány egyfajta hidromorfológiai optimum, ahol ezek a változók határozzák meg az egyedszámot. A többi esetben feltehetőleg kis részben más abiotikus változók és nagyobb részben biotikus változók magyarázzák a tapasztalhatóan nagy eltérést, ami legtöbbször negatív. Ebből következtethetünk arra, hogy a biotikus tényezők nagyobb limitáló erővel bírnak az általunk használt hidromorfológiai változóknál. Ez a feltételezés jól összecseng az úgynevezett biotikus-abiotikus korlátozó hipotézissel, mely szerint a biotikus tényezők, mint a potenciális predátorok és kompetitorok abundanciája – kisebb térléptékben vizsgálva – az abiotikus paramétereknél jobban befolyásolják, vagy felülírják a halközösségek mennyiségi összetételét, vagy egy adott halfaj abundanciáját (Jackson és társai 2001, Quist és Hubert 2005, Chevalier és társai 2022).

#### Fajpárok elemzésének eredményei *Neogobius melanostomus* – *Zingel streber* (idegenhonos generalista – őshonos specialista)

A kerekfejű géb generalista faj, amit alátámasztanak az RF modell súlyai is, hiszen ennél a fajnál gyakorlatilag nincsen kiemelkedő, limitáló változó (3. ábra). Tulajdonképpen minden folyami élőhelyen jelen van, azonban a nagy sodrási sebességű (~ 46 cm/s <) és durva aljzatú élőhelyeken szignifikánsan kisebb az abundanciája (Szalóky és társai 2021). A Dunában előforduló ponto-kaszpikus

géb fajok közül ez a leggyakoribb (Szalóky és társai 2015). A többi gébfajhoz hasonlóan nehéz megítélni, hogy betelepüléséhez mennyire közvetlenül járult hozzá az emberi tevékenység (Erős és Vörös 2017, Takács és társai 2017, Tavares és társai 2020). Ezzel szemben a német bucó a Duna vízgyűjtőjén őshonos, fokozottan védett halfaj, amely elsősorban áramláskedvelő, ezáltal nagyobb egyedszámban az erősebb sodrású folyószakaszokon, a meder mélyebb részein fordul elő, ahol a mederanyag-összetételben a nagyobb kavicsok és kövek dominálnak (Füstös és társai 2021, Szalóky és társai 2021).



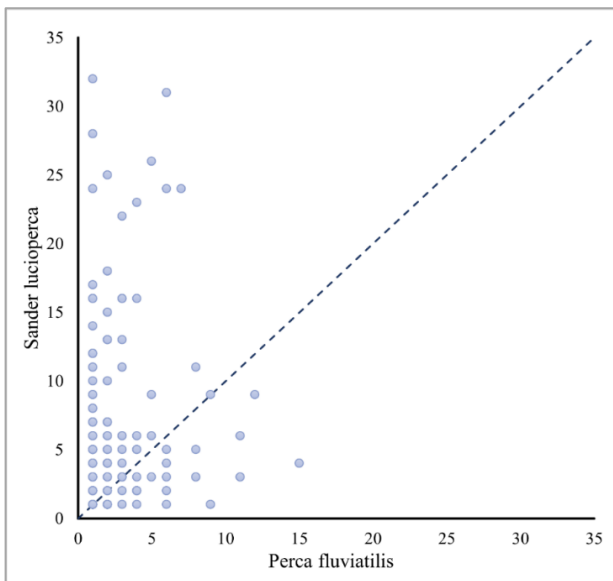
7. ábra. A német bucó (*Zingel streber*) és a kerekfejű géb (*Neogobius melanostomus*) együttes szórásdiagramja origón átmenő egyenessel ( $n = 291$ )

Figure 7. Joint scatter plot of the native, specialist Danube streber (*Zingel streber*) and the invasive, generalist round goby (*Neogobius melanostomus*) with a  $f(x) = x$  line ( $n = 291$ )

A két faj mindössze 291 esetben fordult elő egy mintában. Az egyedszámok szóródási grafikonja nem mutat semmilyen határozott kapcsolatot a két változó között (7. ábr), a pontok enyhén húznak a referenciaegyenes jobb oldalára, tehát a kerekfejű géb felé. Ezt alátámasztja a páros t-próba eredménye is, mely szerint a rész-arány változók különbségének átlaga 0,20 ( $p < 0,0001$ ), tehát az együttes előfordulás esetén átlagosan 20%-kal több kerekfejű géb van, mint német bucó. Ez komoly táplálékkonkurenciát jelenthet a két faj között és a kapott értékek aggasztóak a német bucó állományára nézve. Azonban a szórásdiagramról leolvasható, hogy azokon a területeken, ahol a német bucó nagy mennyiségben fordul elő, ott a kerekfejű géb csak kis egyedszámban van jelen (7. ábra), tehát a specialista faj a számára optimális élőhelyen versenytársa az agresszívan terjeszkedő invazív fajnak. Ez a megállapítás összhangban van korábbi eredményeinkkel, melyek alapján a kerekfejű géb, az egyébként generalista élőhelyhasználata mellett, előnyben részesíti a kisebb sodrási sebességű és kevésbé durva mederanyag összetételű (a kettő összefügg) élőhelyeket (Szalóky és társai 2021). A nagyon mély és nagy sodrású területeken azonban szignifikánsan kisebb az abundanciája, annak ellenére, hogy a hazai ponto-kaszpikus gébfajok közül ez az egyetlen, amely igazán nagy számban van jelen nyílt vízi élőhelyeken (Szalóky és társai 2021).

### *Sander lucioperca* – *Perca fluviatilis* (két táplálékkonkurens)

A fogassüllő és a csapósügér bizonyos korban lehetnek egymás táplálékkonkurensai, ugyanis a süllők és az idősebb sügerek egyaránt kis halakat fogyasztanak. Így érdekes vizsgálni, hogy a két faj hogyan osztja fel egymás között a rendelkezésre álló élőhelyeket. Azt azonban fontos megjegyezni, hogy sem a fajpárok elemzésénél, sem pedig a modell betanításánál nem lettek figyelembe véve az egyes korcsoportok, mint függő változók. Így nem vonhatók le messzemenő következtetések a két faj közös élőhelyhasználatáról, a különböző korcsoportok eltérő habitat- és táplálékpreferenciái miatt. Ez a fajpár tehát jó példa a modell korlátaira.



8. ábra. A fogassüllő (*Sander lucioperca*) és a csapósügér (*Perca fluviatilis*) együttes szórásdiagramja origón átmenő egyenessel ( $n = 172$ )

Figure 8. Joint scatter plot of pike perch (*Sander lucioperca*) and European perch (*Perca fluviatilis*) with  $f(x) = x$  line ( $n = 172$ )

Az egyedszámok együttes szórásdiagramján látszik, hogy a pontok szinte kizárólag a bal oldalon, azaz a fogassüllőnél sűrűsödnek (8. ábra). Ezt támasztják alá a részarány változókból kapott eredmények is, ugyanis a különbségek átlagának becslést értéke 0,29-nek adódott, vagyis  $p < 0,0001$  (páros t-próba). A két faj együttes előfordulása esetén tehát átlagosan 29%-kal több a fogassüllő, mint a csapósügér. A szórásdiagramról ezenkívül leolvasható, hogy kis egyedszámok esetén a két fajból jellemzően ugyanannyi van (8. ábra), azonban, ahogy az eredmények is mutatják, a fogassüllő uralkodóbb faj a Dunán, mint rókona. Ezt az RF modell eredményei is alátámasztják, ugyanis a csapósügér jelenlétének nagyon erős limitáló tényezője a víz sodrásának sebessége (3. ábra), tehát valamilyen sodrás-alapú felosztás sejtethető a két faj között, amely alapján a fogassüllő a nagyobb sodrású területeken fordul elő nagy számban, míg a csapósügér inkább a lassú folyású, vagy állóvizet kedveli. Habár a két faj nem közeli rokonai egymásnak (Sloss és társai 2004), lehetséges, hogy egyfajta vikarizmus (fajhelyettesítés) áll a jelenség háttérében, hasonlóan más fajok kialakulásához a sügérfélek (*Percidae*) családjában (Near és társai 2001).

### ÖSSZEGZÉS ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

Kutatásunkban a dunai halállomány felmérések hosszú távú adatsorát (~15 év; 2004-2022) használtuk egy RF modell betanítására. A független változóként használt 9 paraméter magában foglalja a legfőbb hidromorfológiai jellemzőket és az abiotikus tényezőket, a függő változóként megadott 20 halfaj pedig igen változatos csoportot alkot ökológiai igények és természetvédelmi jelentőség terén egyaránt. A modell újszerűsége a halak elterjedését prediktáló modellek között a gépi tanulási módszer, illetve a nagyszámú függő és független változó. Jelen munka eredményei megerősítik a Dunán végzett korábbi élőhelymodellezések eredményeit, amelyek más módszerekkel és függő változóként kevesebb halfaj adatait felhasználva készültek (Füstös és társai 2019, Szalóky és társai 2021).

A hal-élőhely kapcsolatok közvetlen modellezésével korábban a szerzőtársak is foglalkoztak, amely során főkomponens-analízissel és regressziós fákkal elemezték a bentikus halközösségek fajösszetételét és az egyes fajok élőhelyhasználatát, valamint a bentikus élőhelyek homogenitását (Szalóky és társai 2021). Az ott használt független változók nagyjából egyeznek a jelen kutatásban használtakkal (2. ábra), azonban többféle mintavételt különböztettek meg, határozottan finomabb mederanyag osztályozást használtak (6 db osztály), és az abiotikus változók mintavételezését nagyobb léptékben végezték, mint az itt használt modellek rácsléptéke (Szalóky és társai 2021). Az ott vizsgált fajok közül a karikakeszeg és a kerekfejű géb nagyon általános élőhelyhasználatot mutatott, ami összhangban van a modellünk által adott súlyok egyenletes eloszlásával erre a két fajra nézve (3. ábra). Az általuk szignifikánsan kimutatható élőhelypreferenciákkal rendelkező fajok közül a német bucó, a magyar bucó és a halványfoltú küllő jelen modell súlyai alapján is specialistának mutatkoztak (3. ábra). A selymes durbincs esetében azonban az észlelhető élőhelypreferencia leginkább a mederanyag-összetételhez kötődött, amit a modellünk kevésbé látványosan mutatott. Hasonló a helyzet a két bucófaj eltérő élőhelypreferenciáinak kimutatásával is, ugyanis a modellünk a korábbiakban tapasztalt eltérő mederanyag-összetétel preferenciát nem igazán jelezte, azonban jól megfigyelhető a magyar bucó esetében tapasztalható nagyobb érzékenység a sodrási sebességre és a vízmélységre (3. ábra). A két kutatás eredményei tehát konzisztensnek bizonyultak. Ezen túlmenően az idézett munkában kimutatható volt, hogy az egyes független (hidromorfológiai) változók között is van korreláció. Erre alapozva egy következő lépésben érdemes lehet megfontolni egyes változók összevonását, a redundancia csökkentését, a helyükre pedig új, független változókat foglalni a modellbe.

Az RF modellben adódott súlyok alapján a 20 leggyakoribb halfajnál meg tudtuk állapítani, hogy az egyes abiotikus változók mekkora szerepet játszanak az előfordulásukban. Fajonként a súlyok értékének megoszlása információt ad a fajok generalista, vagy specialista mivoltáról ezen paraméterekre nézve. Összesítve pedig megállapítottuk, hogy a sodrási sebesség, a vízmélység és a mederanyag-összetétel az a három kiemelkedően fontos változó, ami folyami viszonyok között egyezik a szakirodalmi állásponttal (U.S. Fish and Wildlife Service 1985, Baranya

és társai 2018). Fontos azonban kiemelni, hogy az egyes változókhoz kapott alacsony súlyok nem feltétlenül jelentik az adott változó kisebb jelentőségét, egyszerűen csak az adott paraméterek mellett nem bizonyultak meghatározó körülménynek (pl: mintavételi módszer, napszak).

A modell a 2D hidrodinamikai szimulációkkal előállított eredményezőkre épülő lekérdezések segítségével képes adott körülmények mellett prediktálni az egyes halfajok elterjedését a Duna teljes hazai szakaszán. Az általa adott értékek jól követik a hossz- és keresztirányú összefüggéseket is. A teszteléseink azonban rávilágítottak arra, hogy a modell az esetek legnagyobb részében túlbecsüli az egyedszámokat és a magyarázó változók összetételéből adódóan nyilvánvalóan nem alkalmas pontos egyedszámbebecslésre. Ugyanis a modellben nem szereplő biotikus változók jóval meghatározóbbak és nagyobb limitáló erővel bírnak a halak elterjedésében és számosságában. A számított egyedszámok tehát nem önmagukban, nyersen értelmezendők, hanem a nagyságrendjükből az adott halfajok számára megfelelő, vagy kevésbé megfelelő élőhelyfeltok térbeli eloszlására következtethetünk. Modellünk emellett alkalmas az egyes körülményekben bekövetkező változások hatásvizsgálatára is, kis és nagy léptékben egyaránt. A modell másik fontos korlátja a halak eltérő korcsoportjainak eltérő élőhelyhasználatából fakad. A tanítás során ugyanis, nem lettek figyelembe véve a különböző korcsoportok, így a kapott összefüggések összességében írják le az adott faj mondhatni átlagos habitatpreferenciáit, ami azonban egyes fajok esetén a különböző korcsoportok között eltérhet.

Habár, mint megjegyeztük, a modellbeli egyedszámokat nem az adott körülmények között ténylegesen várható egyedszámokként kell kezelni, volt egy szűk tartomány, a hidromorfológiai optimum, ahol a modell becslései igen közel álltak a valósághoz. Ez további vizsgálatra érdemes, ugyanis kérdéses, hogy halfajonként a terjedelme és a helye mennyire változékony. Azaz, vannak-e olyan halfajok, amelyeknél kevésbé, vagy másként érvényesülnek a biotikus változók.

A fajpárok klasszikus statisztikai módszerekkel történő elemzésében jól látszott, hogy a modell által adott súlyok bizonyos esetekben magyarázatul szolgálhatnak populációs kapcsolatokra és meghatározzák az egyes fajok életterét, illetve fordítva, az egyes populációs kapcsolatok, mint biotikus változók szintén meghatározóak lehetnek az egyedszámok tekintetében.

Kutatásunk során rengeteg további kérdés merült fel. Elsősorban nyilvánvalónak tűnik a modell bővítése további abiotikus változók bevezetésével a független változók sorába. Ezzel egyrészt elméletben javíthatnánk az élőhelybecslések pontosságán, valamint egy abiotikus változókat széleskörben lefedő modell segíthet a biotikus tényezők hatásának indirekt vizsgálatában. Szóba jöhet például a pH, amely tavaknál igen meghatározó (*Matuszek és Beggs 1988*), vagy az oldott oxigénmennyiség, melyet vízfolyásos modellezéseknél szoktak is alkalmazni háttérváltozóként, ugyanis jól jelzi az élőhelykülönbséget hosszú élőhelygrádienseknél. Ezen változók mérése vagy modellezése azonban egyáltalán nem könnyű és a tapasztalatok

azt mutatják, hogy a hidromorfológiai változók adják a variancia legnagyobb hányadát (*Szalóky és társai 2021*), így a további abiotikus változók bevezetésének csekély lenne a megtérülése a jelen lépték mellett.

További lehetőségeket hordoz magában a modell alkalmazhatóságának térbeli növelése, ami irányulhat a Duna, vagy mellékfolyói további szakaszaira, melyekhez vannak is rendelkezésre álló adatsorok (pl: Nemzetközi Duna Expedíció – JDS). Ebben kihívást jelentenek, főleg a mellékfolyók esetében, az eltérő hidrodinamikai és hidromorfológiai körülmények. A térbeli extrapolációt elősegíti, hogy már számos technikai megoldás létezik a ML modellek térbeli használhatóságának növelésére (*Meyer és Pebesma 2021*).

Ahhoz, hogy a modell alkalmas legyen pontos egyedszámbebecslésre, abiotikus változók mellett rengeteg biotikus változót is hozzá kellene venni. Ezek közül soknak, például a trofikus kapcsolatoknak a mérése, vagy értékelése rendkívül nehéz, például egy faj egyedei különböző korban más-más trofikus szinten helyezkedhetnek el. Ezenkívül igen nehéz megállapítani, hogy egy faj milyen hatást fejt ki az ökoszisztémára, tehát nehéz megmondani, hogy mely biotikus változók figyelembevétele szükséges az egyedszám pontos becsléséhez (*Franco és társai 2020*). A biotikus változók hozzáadásához tehát szükség lenne az egyes fajok populációs kapcsolatrendszerében történő elemlyedésre.

Kutatásunk újabb előrelépést jelent a mesterséges intelligencia által támogatott ökológiában azzal, hogy bemutattuk a Random Forest modellek alkalmazhatóságát a hal-élőhely kapcsolatok értékelésében. Ezenkívül az eredményeink rávilágítottak arra, hogy a gépi tanulás megközelítések ígéretesnek bizonyulnak a halak élőhelyválasztását befolyásoló paraméterek jelentőségének számszerűsítésében, és így segítségünkre lehetnek a jövőben a mintavételek hatékonyságának növelésében. Másrészt, ismét bebizonyosodott a részletes, nagy tér- és időintervallumot átölelő adatbázisok jelentősége, mint a gépi tanulás módszerek esszenciális tanító adatsorai.

A közlemény alapját Jandó Benedek dolgozata képezi, melyet a 36. Országos Tudományos Diákköri Konferencián és a 2023. évi Stockholm Junior Water Priceon (Stockholmi Ifjúsági Víz Díjon) mutatott be Magyarország képviselőjében, a Global Water Partnership támogatásával.

## IRODALOMJEGYZÉK

*A Víz keretirányelv hazai megvalósítása (2009). Vízügyi-gazdálkodási terv. Budapest: Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság.*

*Baranya S., Fleit G., Józsa J., Szalóky Z., Tóth B., Czeglédi I., Erős T. (2018). Habitat mapping of riverine fish by means of hydromorphological tools. Ecohydrology, 11(7). <https://doi.org/10.1002/eco.2009>*

*Bergström, P., Gonzalez-Mirelis, G., Lindgarth, M. (2011). Interaction between classification detail and prediction of community types: implications for predictive modelling of benthic biotopes. Marine Ecology Progress Series, 432. pp. 31-44. <https://doi.org/10.3354/meps09129>*

- Chevalier, M., Tedesco, P., Grenouillet, G. (2022). Spatial patterns in the contribution of biotic and abiotic factors to the population dynamics of three freshwater fish species. *PeerJ Life & Environment*, 10:e12857. <https://doi.org/10.7717/peerj.12857>
- Copp, G.H. (1990). Shifts in the microhabitat of larval and juvenile roach, *Rutilus rutilus* (L.), in a floodplain channel. *Journal of Fish Biology*, 36. pp. 683-692. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb04322.x>
- Elmahdy, S., Ali, T., Mohamed, M., Howari, F., Abouleish, M., Simonet, D. (2020). Spatiotemporal Mapping and Monitoring of Mangrove Forests Changes From 1990 to 2019 in the Northern Emirates, UAE Using Random Forest, Kernel Logistic Regression and Naive Bayes Tree Models. *Frontiers in Environmental Science*, 8. pp. 102-125. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00102>
- Erős T., Vörös J. (2017). Áttekintés a hazai idegenhonos inváziós halak, kétéltűek és hüllők jelenlegi helyzetéről. *Magyar Tudomány*, 4. pp. 426-428.
- Farkas-Iványi K., Trájer A. (2015). The influence of the river regulations on the aquatic habitats in river Danube, at the Bodak branch-system, Hungary and Slovakia. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 10(3). pp. 235-245.
- Franco, A., Garcia-Berthou, E., dos Santos, L. (2020). Ecological impacts of an invasive top predator fish across South America. *Science of The Total Environment*, 761., 143296. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143296> PMID:33187704
- Füstös V., Baranya S., Fleit G., Erős T., Szalóky Z., Tóth B., Józsa J. (2019). A felső-magyarországi Duna élőhelyszempontú hidrodinamikai vizsgálata. *Pisces Hungarici*, 13. pp. 81-90.
- Füstös V., Erős T., Józsa J. (2021). 2D vs. 3D Numerical Approaches for Fish Habitat Evaluation of a Large River-Is 2D Modeling Sufficient? *Periodica Polytechnica Civil Engineering*, 65(4). pp. 1114-1125. <https://doi.org/10.3311/PPci.17788>
- Garner, P. (1995). Suitability indices for juvenile 0+ roach [*rutilus rutilus* (L.)] using point abundance sampling data. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10(2-4). pp. 99-104. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450100206>
- Harka Á., Sallai Z. (2004). Magyarország halfaunája. Szarvas: Nimfea Természetvédelmi Egyesület., p. 269.
- Jackson, D.A., Peres-Neto, P.R., Olden, J.D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(1), pp. 157-170. <https://doi.org/10.1139/f00-23>
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007). Handbook of European Freshwater Fishes. Cornol, Switzerland and Berlin, Germany: Maurice Kottelat and Jörg Freyhof. p. 646.
- Liu, Z., Peng, C., Work, T., Candau, J.-N., DesRochers, A., Kneeshaw, D. (2018). Application of machine learning methods in forest ecology: recent progress and future challenges. *Environmental Reviews*, 26(10). pp. 339-350. <https://doi.org/10.1139/er-2018-0034>
- Matuszek, J.E., Beggs, G. (1988). Fish Species Richness in Relation to Lake Area, pH, and Other Abiotic Factors in Ontario Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45(11). pp. 1931-1941. <https://doi.org/10.1139/f88-225>
- Meyer, H., Pebesma, E. (2021). Predicting into unknown space? Estimating the area of applicability of spatial prediction models. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(9). pp. 1620-1633. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13650>
- Near, T., Page, L., Mayden, R. (2001). Intraspecific phylogeography of Percina evides (Percidae: Etheostominae): an additional test of the Central Highlands pre-Pleistocene vicariance hypothesis. *Molecular Ecology*, 10. pp. 2235-2240. <https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2001.01362.x> PMID:11555265
- Olden, J., Lawler, J., Poff, N. (2008). Machine learning methods without tears: A primer for ecologists. *The Quarterly Review of Biology*, 83(2). pp. 171-193. <https://doi.org/10.1086/587826> PMID:18605534
- Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O., Blondel, M., Prettenhofer, P., Weiss, R., Dubourg, V., Vanderplas, J., Passos, A., Cournapeau, D., Brucher, M., Perrot, M., Duchesnay, É. (2011). Scikit-learn: Machine Learning in Python, *JMLR*, 12. pp. 2825-2830. <https://jmlr.csail.mit.edu/papers/v12/pedregosa11a.html>
- Quist, M.C., Hubert, W.A. (2005). Relative Effects of Biotic and Abiotic Processes: A Test of the Biotic–Abiotic Constraining Hypothesis as Applied to Cutthroat Trout. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134(3). pp. 676-686. <http://dx.doi.org/10.1577/T04-112.1>
- Reiczigel J., Harnos A., Solymosi N. (2010). Biostatistika nem statisztikusoknak. Nagykovácsi: Pars Kft.
- Rossier, O., Castella, E., Lachavanne, J.-B. (1996). Influence of submerged aquatic vegetation on size class distribution of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in the littoral zone of Lake Geneva (Switzerland). *Aquatic Sciences*, 58(1), pp. 1-14. <https://doi.org/10.1007/BF00877636>
- Sloss, B., Billington, N., Burr, B. (2004). A molecular phylogeny of the Percidae (Teleostei, Perciformes) based on mitochondrial DNA sequence. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 32. pp. 545-562. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2004.01.011> PMID:15223037
- Sylvain, C., Hervet, É., Lecomte, N. (2019). Applications for deep learning in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 10. pp. 1632-1644. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13256>
- Szalóky Z., Bammer, V., György Á.I., Pehlivanov, L., Schabuss, M., Zornig, H., Weiperth A., Erős T. (2015). Offshore distribution of invasive gobies (Pisces: Gobiidae) along the longitudinal profile of the Danube River. *Fundamental Applied Limnology*, 187(2), pp. 127-133. <http://dx.doi.org/10.1127/fal/2015/0768>
- Szalóky Z., Füstös V., Tóth B., Erős T. (2021). Environmental drivers of benthic fish assemblages and fish-habitat associations in offshore areas of a very large river. *River*



Research and Applications, 37(5). pp. 712-721. <https://doi.org/10.1002/rra.3793>

Szalóky Z., György, Á.I., Tóth B., Sevcsik A., Specziár A., Csányi B., Szekeres J., Erős T. (2014). Application of an electrified benthic frame trawl for sampling fish in a very large European river (the Danube River) - Is offshore monitoring necessary? Fisheries Research, 151. pp. 12-19. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.12.004>

Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vítál Z., Weiperth A., Erős T. (2017). Non-native fish species in Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution. Hydrobiologia 795. pp. 1-22. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3147-x>

Tavares, C., Brauns, M., Hille, S., Krenek, S., Borcherding, J., Weitere, M. (2020). Tracing the coloniza-

tion process of non-native gobies into a large river: the relevance of different dispersal modes. Biological Invasions, 22. pp. 2421-2429. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02281-x>

Tózsza I. (1998). Tájképi homogenitás Magyarországon. Földrajzi Értesítő, 47(3), pp. 432-445. [https://www.mtafki.hu/konyvtar/kiadv/FE1998/FE19983\\_432-445.pdf](https://www.mtafki.hu/konyvtar/kiadv/FE1998/FE19983_432-445.pdf)

U.S. Fish and Wildlife Service (1985). Habitat suitability models and instream flow suitability curves: pink salmon. Biological report, 10.109. <https://apps.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a322912.pdf>

Zajicek, P., Wolter, C. (2018). The gain of additional sampling methods for the fish-based assessment of large rivers. Fisheries Research, 197. pp. 15-24. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.09.018>

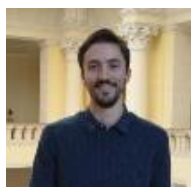
## A SZERZŐK



**JANDÓ BENEDEK** az Állatorvostudományi Egyetem hallgatója angol nyelvű kutató zoológus szakon. Különösen érdeklődik az ökológia és határterületei iránt. 2020 óta tagja a Magyar Biodiverzitás-kutató Társaságnak, továbbá aktív önkéntese és adatgyűjtője a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesületnek és az Ócsai Madárvárta Egyesületnek.



**FÜSTÖS VIVIEN** okleveles infrastruktúra-építőmérnök, jelenleg PhD-tanulmányait folytatja a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vásárhelyi Pál Építőmérnöki és Földtudományi Doktori Iskolában. Kutatási témája a folyami élőhelyek hidromorfológiai vizsgálata mikro- és mezoléptékben. 2017 óta a Magyar Hidrológiai Társaság tagja.



**ERMILOV ALEXANDER ANATOL** okleveles építőmérnök, doktorandusz a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszékén. Doktori kutatásának témája a folyami áramlás és a mederfenék kölcsönhatásának vizsgálata. 2015-ben TDK II. helyezést kapott a „Balaton szélkeltette vízcseré folyamatának numerikus modell alapú vizsgálata” című dolgozattal, majd ezen értekezéssel I. helyezést ért el a Magyar Hidrológiai Társaság Lászlóffy Woldemár diplomamunka pályázatán. MSc diplomamunkáját a Norwegian University of Science and Technology-n védte meg 2017-ben.



**SZALÓKY ZOLTÁN** biológus (ELTE 2002), 2017-ben szerzett PhD fokozatot az Eötvös Loránd Tudományegyetemen. Jelenleg intézeti mérnök a HUN-REN Ökológiai Kutatóközpontban. Kutatási területe álló- és folyóvizek hidro- és halbiológiai vizsgálatai, különös tekintettel nagy folyók halközösségeire.



**ERŐS TIBOR** biológus, 2005-ben szerzett PhD fokozatot az Eötvös Loránd Tudományegyetemen. Jelenleg a HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet igazgatója. Kutatási területe: halegyüttesek szerveződése édesvizekben, biológiai sokféleség és a környezeti tényezők kapcsolata édesvizekben, mintavétel reprezentativitása, monitorozás rendszerek fejlesztése, természetvédelmi területek kijelölése édesvizek természeti értékei alapján. 1999 óta a Magyar Hidrológiai Társaság tagja.



**BARANYA SÁNDOR** építőmérnöki oklevelét a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetemen szerezte 2003-ban, PhD fokozatát ugyanitt 2010-ben. Jelenleg a BME Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszékének egyetemi docense. Kutatási területe folyók medermorfológiai, áramlástan és hordalékvándorlási vizsgálata terpi eljárásokkal és számítógépes modellezéssel. A Magyar Hidrológiai Társaságnak 2003 óta tagja.

## A Balaton 3D hidro- és termodinamikai modelljének továbbfejlesztése

Lükő Gabriella<sup>1</sup>, Torma Péter<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Víz tudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Építőmérnöki Kar, Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék, 1111 Budapest, Műegyetem rkp. 3. (e-mail: luko.gabriella@emk.bme.hu)

<sup>2</sup> Víz tudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Építőmérnöki Kar, Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék, 1111 Budapest, Műegyetem rkp. 3. (e-mail: torma.peter@emk.bme.hu)  
HUN-REN-SZTE Fotoakusztikus Környezetifolyamat-megfigyelési Kutatócsoport, 6720 Szeged, Dóm tér 9.

DOI: 10.59258/hk.15658



### Kivonat

Célunk egy olyan igazolt hidro- és termodinamikai modell felállítása a Balatonra, amely részletes transzport vizsgálatokra és a későbbiekben akár az áramlások és hőmérsékleti viszonyok előrejelzésre is alkalmas lehet. Sekély tavakban széles időben a hullámzás által befolyásolt felszíni és a fenékközei határretek átfedhetik egymást, ennek következtében összetett áramlási és keveredési viszonyok alakulnak ki. Ezzel szemben, szélcsendes időben gyenge hőmérsékleti rétegződés jön létre, amely jellemzően éjszaka felszakad, napi ciklust eredményezve. A numerikus szimulációkhoz az FVCOM modellt alkalmaztuk, valamint áramlás- és hőmérsékletméréseket végeztünk egy nyílt vízi helyszínen, valamint a hőmérsékleteket egy partmenti helyen is rögzítettük a Keszthelyi-medencében. A modellt térben változó szélmezővel hajtjuk meg, annak érdekében, hogy figyelembe vehessük a belső határretek fejlődés és mezoskálájú változékonyság hatását a vízfelszínen ható szél-csúsztatófeszültségre. Előbbi a szélsébség meghajtási hossz menti növekedését eredményezi. Megmutatjuk, hogy az inhomogén szélmeghajtás elengedhetetlen mind a tó különböző pontjain mért vízszint-kilendülések, mind a Keszthelyi-medence nyílt vizén jelentkező áramlási irányok pontos modellezéséhez. Az áramlás mellett a hőmérsékleti szerkezet megbízható szimulációja érdekében érzékenységvizsgálatot végeztünk a modell paramétereire, beleértve a léghő-víz közötti hőcseré paramétereit, a fénykioltási együtthatót és a turbulenciamodell háttérkeveredési együtthatóját. Összehasonlítjuk a Keszthelyi-medence közepén a modellezett és mért áramlásokat, hőmérsékleteket és annak rétegződését, utóbbit a potenciálisenergia-anomália mutatójával. A többcélú kalibráció nagy számú szimulációt igényel, hogy lefedjük a széles paraméterteret és egy optimális paraméterkombinációt találjunk.

### Kulcsszavak

Balaton, numerikus modellezés, sekély tavi hidrodinamika, szélmeghajtás, 3D hidro- és termodinamikai modell.

## Development of a 3D hydro- and thermodynamical model of Lake Balaton

### Abstract

We aim to set up a well-validated hydro- and thermodynamic model for the large and shallow Lake Balaton, which can be used for analyzing transport processes, and later also for forecasting. In shallow lakes, wave-affected surface and bottom boundary layers can overlap during windy periods, resulting in complex flow and mixing conditions. In contrast, a weak thermal stratification can develop during calm periods, which typically breaks up during nighttime, resulting in a diurnal cycle. We applied the FVCOM model for numerical simulations and carried out current and temperature measurements at an offshore location and temperatures were recorded at onshore as well in the Keszthely basin. We force the model with a spatially varying wind field to incorporate the effect of internal boundary layer development over the water surface and the mesoscale variability. The former leads to an increasing wind stress along the fetch. We show that inhomogeneous wind forcing is essential to model water level fluctuations accurately around the lake and improve current directions in the middle of the Keszthely-basin. To reliably simulate the thermal structure besides currents, a sensitivity analysis is performed for model parameters, including air-water heat exchange parameters, light extinction coefficient, and the background mixing coefficient of the turbulence model. We compare modeled and observed currents, temperatures, and thermal structures using the potential energy anomaly for the latter one in the middle of the Keszthely-basin. The multi-objective calibration requires a large number of simulations covering a wide parameter space to find an optimal parameter set.

### Keywords

Lake Balaton, numerical modelling, shallow lake hydrodynamics, wind forcing, 3D hydro- and thermodynamical model.

### BEVEZETÉS

A különböző tavi hidrodinamikai modellek használata egyre elterjedtebb és számos alkalmazási területtel rendelkezik. A transzportfolyamatok rövid- és hosszútávú előrejelzése mellett fontos szerephez jutnak hatásvizsgálatok során, például kikötőfejlesztéseknél, mederkostrások tervezésénél, algavirágzások vagy szennyezések terjedésvizsgálatok. Számos további modellrendszer alapját, avagy első lépését képezik, nemcsak a hordaléktranszport, hanem az ökológiai, valamint hidrobiológiai elemek körfolyamatainak vizsgálatában is. Utóbbira jó példa

lehet a Zala vize által szállított tápanyagok vagy éppen oldott oxigénben szegény víztömegek elkeveredése.

Az elmúlt évtizedekben jelentős tavi modellfejlesztések történtek hazai viszonylatban is. A 90-es években a nagy és sekély Balaton Keszthelyi- és Szigligeti-medencéjének több pontján, de javarészt egy mélységben történtek áramlásmérések, amelyek alapján kétdimenziós (2D) modelleket fejlesztettek és igazoltak (Józsa 2001). Ezek a vizsgálatok arra engedtek következtetni, hogy a szél hatása kulcsfontosságú, ugyanakkor ezidőben nem állt rendelkezésre kellő információ a tó feletti szélviszo-

nyok térbeli alakulásáról megfelelő mérőhálózat hiányában. Későbbi tanulmányokban kimutatták, hogy a szélmező nemcsak mezoskálájú változékonysággal bír, hanem mikroskálán is változik a tófelszínnek a szárazföldhöz képesti jelentősen alacsonyabb ellenállása miatt, amely határreteg-fejlesztéshez és meghajtási hossz menti szélsébség növekedéshez vezet (Krámer 2006, Józsa és társai 2007). E folyamat számottevően befolyásolja a tó szél keltette áramlási viszonyait, többek közt a cirkulációk irányát (Józsa 2014, Torma és Krámer 2017).

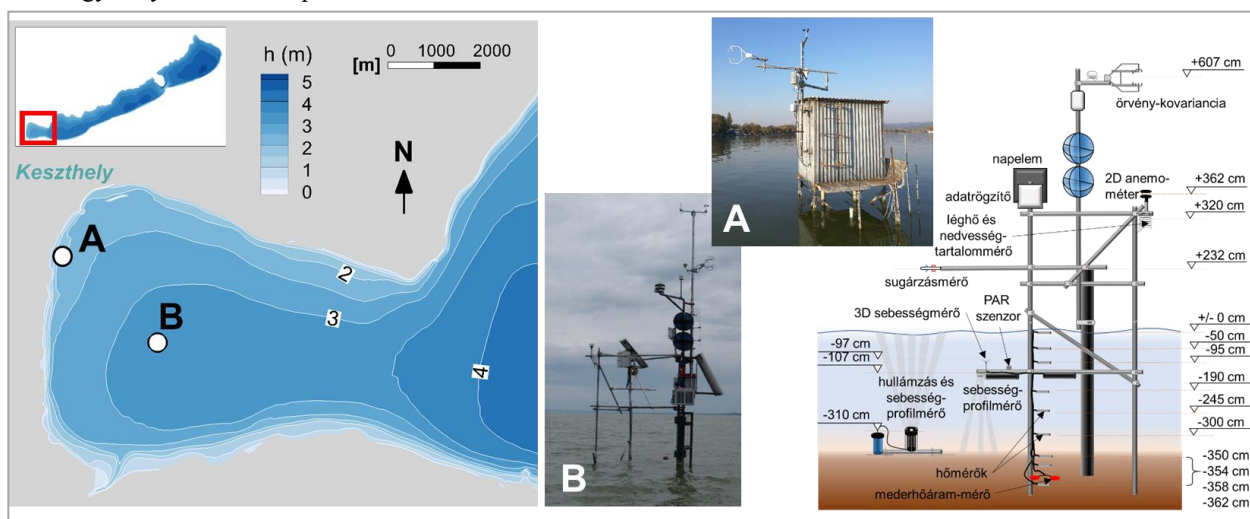
A szintén sekély Okeechobee és Taihu tavakon azt tapasztalták, hogy az áramlási és hőmérsékleti viszonyok pontos leírásához nem elég a mélységátlagolt 2D, hanem térbeli, háromdimenziós (3D) leírás szükséges (Kang-Ren és Zhen-Gang 2005, Zhao és társai 2012, Zhao és társai 2018). Torma (2016) doktori értekezésében erősítette ezt meg, miszerint számos esetben 3D modell alkalmazása szükséges, mint a Balaton esetén is, viszont vizsgálatait során csak a vízszintingadozásokra és a 90-es évekbeli pontbeli áramlási adatokra tudott támaszkodni. Hosszú idejű, teljes mélységmenti áramlási profilmérések csak 2019-ben történtek először a Balatonon. Ekkor azonban már számos szélmérőállomás is üzemelt a tó körül, amelyen keresztül vizsgálni és modellezni lehetett a vízmozgást keltő térben változó szélmezőt. A Balaton felszíne közel 600 km<sup>2</sup>, ugyanakkor átlagos mélysége csupán 3,2 m. Emiatt a tó polimiktikus és napi ciklusú gyenge hőmérsékleti rétegzettség jellemzi. Ez azt jelenti, hogy a nyári időszakban nappal akár 5 °C-os hőmérsékletkülönbség alakul ki függőleges értelemben, amely rétegzettség az éjszaka során felszakad, vagyis függőlegesen a tó átkeveredik.

Célunk egy olyan 3D hidro- és termodinamikai modell felállítása a Balatonra, amely alkalmas a klímaváltozás hatásainak vizsgálatára, valamint a későbbiekben akár rövidtávú előrejelzésre is. Tanulmányunkban az FVCOM numerikus modellt alkalmazzuk a SWAN hullámmozgásmóddel egyirányúan összekapcsolva a tavi áramlási és

hőmérsékleti viszonyok szimulálására, melyhez megkísérlünk megfelelő szélmeghajtást és modellparaméterezést találni. A kalibráció során összevetjük a szimulált és mért áramlási és hőmérsékleti profilokat a Keszthelyi-medence esetében, amelyek alapján javaslatot teszünk az egyes paraméterek Balaton nyílt vizére alkalmazható értéktartományára.

## TEREPI MÉRÉSEK

A BME Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszéke 2019-ben öt hónapon keresztül üzemeltetett a Balaton Keszthelyi-medencéje közepén egy nagyfrekvenciájú hullámmozgás- és áramlásmérővel kiegészített meteorológiai mérőállomást (1. ábra). A légköri oldalon 10 Hz frekvencián működött egy örvény-kovariancia műszeregyüttes (Campbell CSAT3 szónikus anemométer és Campbell EC150 nyílt utas CO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O gázanalizátor), amely a turbulens (impulzus, szenzibilis és látens) áramok mérésére szolgált (Lükő és társai 2022a). Ez rutin meteorológiai mérésekkel volt kiegészítve, úgymint szél, léghőmérséklet és relatív nedvességtartalom. A víz hőmérsékletének rögzítése Campbell T107 típusú szenzorokkal történt a vízoszlop mentén átlagosan 50 cm-enként. Emellett a beérkező és kimenő hosszú- és rövidhullámú sugárzásokat Kipp & Zonen CNR4 típusú sugármérő segítségével is rögzítettük. A hullámmozgási viszonyokat egy Nortek Signature1000 típusú ADCP-vel mértük 4 Hz frekvencián, amely a mederfenéken volt elhelyezve és felfelé nézve követte a vízfelszín mozgását. A 3D áramlási viszonyokat Nortek Aquadopp Profiler ADCP-vel mértük a mélység mentén 8 Hz-es időbeli felbontással, amely ~1,1 m mélyen volt elhelyezve és lefelé nézett. Emellett egy Nortek Vector pontbeli 3D áramlásmérőt is elhelyeztünk az Aquadopp felett, kb. 1 m mélyen a vízfelszín alatt, amely 4 Hz-en mért. A nyílt vízi, B jelű állomás méréseivel egyidőben Keszthely közelében a parttól kb. 50 m-re is végzett hidrometeorológiai méréseket az ELKH-BME Vízgazdálkodási Kutatócsoportja. Ezen az A jelű állomáson többek között a vízhőmérséklet profilját mérték.



1. ábra. A mérőállomások elhelyezkedése a Balaton Keszthelyi-medencéjében (balra), a két állomás fotója (középen), és a nyílt vízi B jelű állomás műszerezettsége (jobbra)

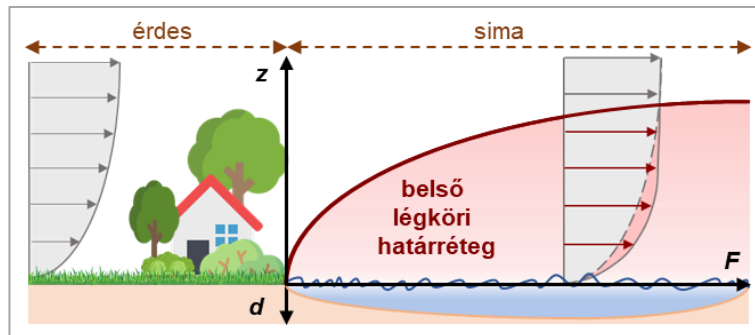
Figure 1. Location of measurement stations in the Keszthely-basin of Lake Balaton (on the left), the photo of the two stations (in the middle) and the instrumentation of the B offshore station (on the right)

## HIDRODINAMIKAI MODELLRENDSZER

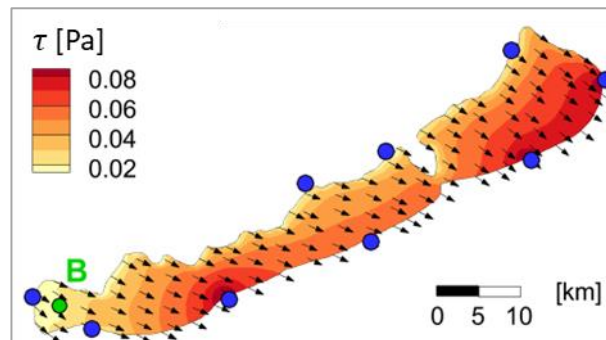
### Szélmező számítása

A tó feletti szélmező térbeli inhomogenitása jelentős mértékben érthető el. Egyrészt a tó nagy kiterjedése és hosszúság alakja miatt a szél iránya és nagysága egyaránt igen változékony lehet, másrészt a szárazföld és a vízfelszín aerodinamikai ellenállásának különbsége a belső légköri határréteg (internal boundary layer – IBL) fejlődéséhez vezet (Józsa és társai 2007). Érdes felületről egy sima felületre érkezik a légmozgás, ami miatt a szélesség és szél-csúsztatófeszültség a meghajtási hossz mentén megnövekszik (2. ábra). Az IBL hatását a szél feletti és a szél alatti szemközti parton történő egyidejű mérések is igazolták a szélirány vonalában (Torma és Krámer 2017, Lükő és társai 2021). A tó körül 10 szélmérő állomás adatait használtuk fel a komplex, nemcsak időben, hanem térben is változó szélmezőnek a számítására, amely során figye-

lembe vettük az IBL fejlődés hatását egy egyszerű fél-analitikus modellel. Az egyes állomások alapján külön meghatározott szélmezőket térben az inverz távolság módszerével interpoláltuk. A klasszikus lineáris interpoláció helyett az inverz-távolság módszert a szélmérő állomások egyenlőtlen elhelyezkedése és a tó elnyújtott alakja miatt alkalmaztuk. A szélmodell részletes leírása Torma és Krámer (2017) közleményében érhető el, ahol bemutatásra kerül a szélmező számítása és a szél-csúsztatófeszültség transzformációja, amely lényegében a szélességgel négyzetesen arányos. A 3. ábrán egy ilyen interpolált mező látható egyetlen időpillanatban, ahol megfigyelhető a szél-csúsztatófeszültség nagyságának térbeli inhomogenitása az IBL hatására, míg ebben az esetben a szélirányok ugyanakkor kis változékonyságot mutattak. Az eredmények ismertetése során a szélmeghajtás pontosságát a vízlevegés és az áramlási mintázatok alapján vizsgáljuk.



2. ábra. A belső légköri határréteg-fejlődés sematikus rajza  
Figure 2. Schematic figure of the internal boundary layer development



3. ábra. Térben interpolált szél-csúsztatófeszültség mező egy reprezentatív ÉÉNy-i vihar során a partmenti szélmérő (kék) és a nyílt vízi B jelű (zöld) állomásokkal együtt  
Figure 3. The spatially interpolated wind stress field during a representative NNW windstorm together with the wind measurement stations along the shoreline (with blue) and the offshore B station (with green)

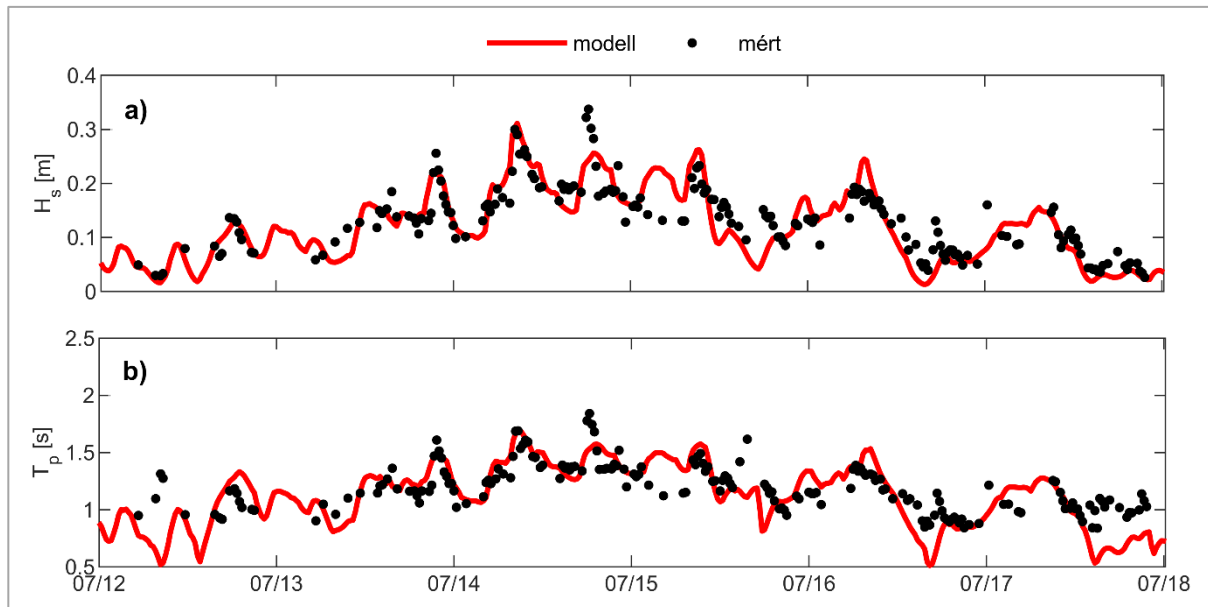
### Hullámzásmodell

A hullámzás és az áramlás számos módon kölcsönhatásban van egymással, amelyek eredményeként azok különböző mértékben kölcsönösen módosulnak (Niu és Xia 2017). A hullámzás az áramlást alapvetően két folyamaton keresztül alakítja. Egyrészt, ha a hullámzás hatása eléri a mederfenéket, akkor az ott ható hullámzás keltette fenék-csúsztató feszültségen keresztül megnövekszik a mederellenállás, másrészt pedig impulzust ad át az áramlásnak az úgynevezett radiációs feszültségeken keresztül (Mellor 2008, Warner és társai 2008). A kölcsönhatások elsősorban az áramlásokat módosíthatják, míg számottevően kisebb mértékben hatnak vissza a

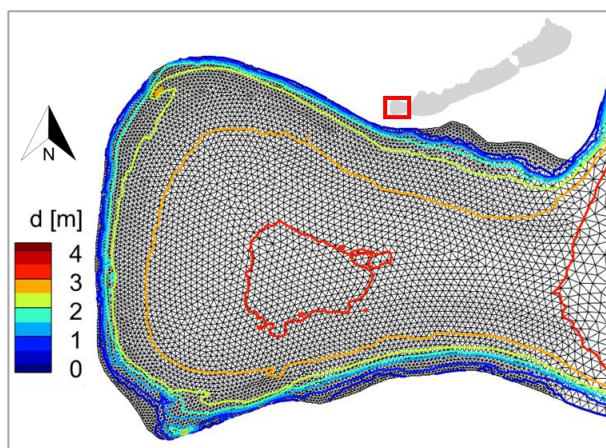
hullámzásra, különösen tavi környezetben. A kölcsönhatások figyelembevételére egy hullámzásmodellt állítottunk fel és egy irányban összekapcsoltuk a később bemutatott áramlási modellel. Más szóval, a hullámzásmodell eredménye az áramlási modell bemeneti adata, ugyanakkor az áramlási modell már nem hat vissza a hullámzásmodellre. Így a két modellt nem szükséges egyidejűleg futtatni és az összekapcsolást interaktív módon kialakítani (Qi és társai 2009). Az alkalmazott modellt a SWAN (Simulating Waves Nearshore), amely egy fizikai alapú numerikus modell a hullámzás szimulációjára, amelyet az óceáni part menti környezet mellett tavak esetén is gyakran használnak (Holthuisen, 2007, Homo-

ródi és társai 2012, Kocsis és társai 2022). A Keszthelyi-medencében a B állomáson mért hullámzásadatok segítségével nyílt vízre kalibráltuk a Balaton SWAN modelljét (4. ábra). A modell bemenő adata a szélesebbesség és szélirány volt, eredményként pedig a szignifikáns hullámmagasságot, a hullámzás irányát, periódusidőt, hullámhosszt és a fenéközeli sebességet használtuk fel az

egyirányú összekapcsoláshoz. A SWAN a számításokat egy strukturálatlan háromszöghálón oldja meg, amely megegyezik az áramlástan szimuláció során használttal. Az alkalmazott számítási háló a mélységekkel együtt az 5. ábrán látható a Keszthelyi-medence térségére közelítve, ahol a part közelében 50 m, nyílt vízben 100 m a háló felbontása.



4. ábra. Mért és modellezett (a) szignifikáns hullámmagasság és (b) hullám periódusidő idősorok a nyíltvízi B jelű állomáson  
Figure 4. Timeseries of measured and modeled (a) significant wave height and (b) wave period at the offshore B station



5. ábra. A Balaton Keszthelyi-medencéjének a számítási hálója a mélységet jelölő szintvonalakkal  
Figure 5. Computational mesh with the depth contours in the Keszthely-basin of Lake Balaton

### Hidro- és termodinamikai modell

Az FVCOM (Finite Volume Coastal Ocean Model) modellt Chen és társai (2003) fejlesztették elsősorban óceáni hidro- és termodinamikai folyamatok numerikus szimulációira, azonban rendszeresen alkalmazzák tavi környezetben (Anderson és társai 2010). A modell hidrosztatikus, az összenyomhatatlan folyadékok folytonossági, a Reynolds-átlagolt Navier-Stokes, a hőmérséklet transzport- és a sűrűségi állapotot leíró egyenleteit oldja meg explicit véges-térfogat módszerrel. A Reynolds-féle átlagolásból eredő tagok számítását vízszintes értelemben a Smagorinsky-féle, míg függőleges értelemben a két egyenletes Mellor-Yamada 2.5-ös turbulencia modellekkel számítjuk (Chen és társai 2003).

Ezen egyenletek együttesét oldjuk meg a megfelelő peremfeltételek megadásával, azaz a tó felszínén történő turbulens impulzus- és hőcserékkel, amely utóbbiakat az FVCOM a hőfluxus almoduljában számítja. A bemenő adatok a szélesebbesség, a hosszú- és rövidhullámú sugárzás, a léghőmérséklet és a nedvességtartalom. A modell fő eredményei az áramlási sebességkomponensek és a vízhőmérséklet. A számításokat ugyanazon a strukturálatlan háromszöghálón oldjuk meg horizontálisan, mint amelyet bemutattunk a SWAN hullámzásmodell esetén. Vertikálisan standard  $\sigma$ -koordináta transzformációt alkalmazunk, tehát minden pontban az adott mélységet adott számú (jelenleg 8) rétegre osztjuk, úgy, hogy a felszín és a mederfenék közelében sűrítjük azokat. Ennek

eredménye, hogy egy adott helyen a vízszlopot egymáson elhelyezkedő háromszög alapú hasábokkal fedjük le (Torma 2016).

A pontosan megadott peremfeltétel, a szélmeghajtás mellett elengedhetetlen a modell kalibrálása, ami az FVCOM 4.1 verziójának eredeti beállításaihoz képest történtek. Érzékenységvizsgálatot végeztünk a modell legfontosabb paramétereire, amelyek i) a meder érdességi magassága, ii) a háttérkeveredési együttható, iii) a légkör-tő hőcserék érdességi magasságai és iv) a fénykioltási együttható voltak. A háttérkeveredési együttható a turbulencia modell által számított turbulens diffúziós együttható minimális értékére ad feltételt, amely széles határok közt mozoghat a környezettől függően. A fénykioltási együttható pedig a rövidhullámú sugárzás mélység mentén történő elnyelődését adja meg. A meder érdességi magassága nem mutatott érdemi hatást az áramlási sebességekre, annak három nagyságrenddel való változtatása esetén sem. A turbulenciamodellel háttérkeveredési együtthatójára ugyanakkor igen érzékeny volt a modell, hasonlóan, mint a hőcserék érdességi magasságaira és a fénykioltási együtthatóra, amelyeket később az eredményeknél részletesen ismertettünk.

A modell pontosságának értékelésekor a számított eredményeket a mért áramlási profilokkal, valamint a sebesség nagyságával [m/s] és irányával [°], továbbá a hőmérsékletprofilokat a mélységátlagolt hőmérséklettel ( $T_{avg}$  [°C]) és a rétegzettség erősségét jellemző potenciálisenergia-anomáliával ( $\phi$  [J/m<sup>3</sup>]) vetjük össze (Wiles és társai 2006):

$$\phi = \frac{1}{d} \int_{-d}^0 (\bar{\rho} - \rho(z)) g z dz \quad (1)$$

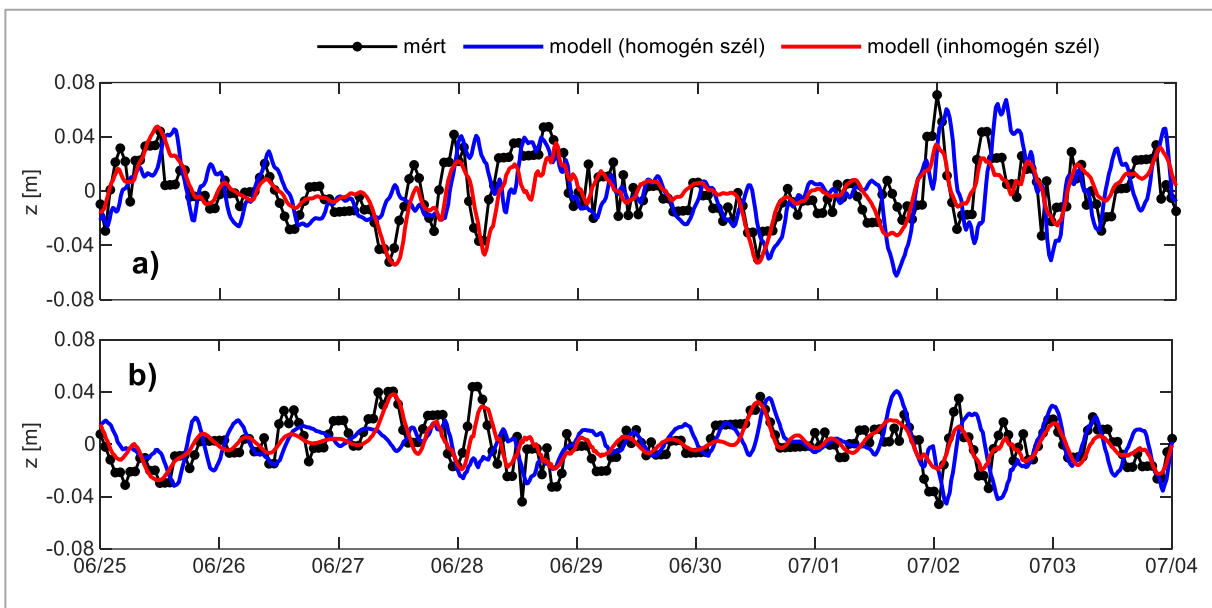
ahol  $d$  [m] a vízmélység,  $\rho$  [kg/m<sup>3</sup>] a vízsűrűség, illetve  $\bar{\rho}$  annak mélység menti átlaga. A  $\phi$  azt mutatja meg, hogy

mennyi energiára van szükség egységnyi térfogaton ahhoz, hogy a vízszlop teljesen átkeveredjen.

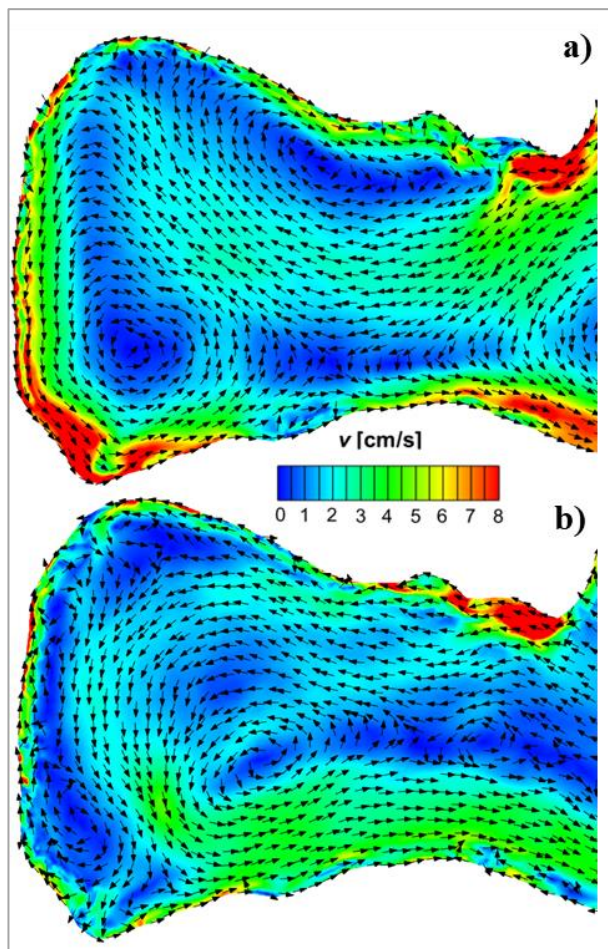
## EREDMÉNYEK ÉS DISZKUZZIÓ

### Szélmeghajtás hatása

Először a szélmeghajtás hatását vizsgáltuk a vízlevegésen keresztül. A 6. ábrán a nyugati és a keleti medencében, Keszthelyen (a) és Siófokon (b) mért vízszintekkel vetjük össze a modellezett eredményeinket. Az ábrákon feketével jelöltük a mért vízszinteket, kék színnel az egyszerű homogén széllel, pirossal pedig az interpolált inhomogén széllel meghajtott modell eredményeit ábrázoltuk. Adatok hiányában és az egyszerűség érdekében, gyakran alkalmaznak térben konstans vagy homogén szél- és szélcsúsztató-feszültségmezőt (Laval és társai 2003) tavak hasonló jellegű vizsgálatok. Esetünkben a homogén széllel történő vizsgálathoz a nyílt vízi B állomás szélidősorát terjesztettük ki az egész tóra, azt feltételezve, hogy az a Keszthelyi-medencére reprezentatív, hiszen annak súlypontjában található. Jól látható a 6. ábrán, hogy a homogén szél esetén fázishibák adódtak a vízlevegésben. A jelenség különösen szembeeső a június 27-28-i, illetve a július 1-2-i időszakoknál, amikor a mért és modellezett vízszint-ingadozások ellentétes fázisban vannak. Utóbbi esetben a modell a vízlevegés amplitúdóját felül is becsüli. Ezek a fázishibák szinte teljes mértékben eltűntek az inhomogén szél alkalmazásával. Míg július 2-án a modell valamelyest kisebb lengést adott eredményül, azonban június 27-28-án jól közelíti a mért értékeket. Az amplitúdók tekintetében pontosabb egyezést nem tudunk elérni a vízfelszín ellenállását leíró Charnock-féle összefüggés együtthatójának ( $\alpha$ ) további kalibrálásával sem. Mindazonáltal az elfogadott együttható megegyezett a nyílt vízi B állomáson mért örvény-kovariancia adatokból levezetett értékkel, amely  $\alpha = 0,042$ -re adódott (Lükő és társai 2022a).



6. ábra. Mért és modellezett vízszintingadozás idősorok 2019.06.25. és 2019.07.04. között (a) Keszthely és (b) Siófok közelében  
Figure 6. Timeseries of measured and modeled water level fluctuations between 25.06.2019. and 04.07.2019. near (a) Keszthely and (b) Siófok

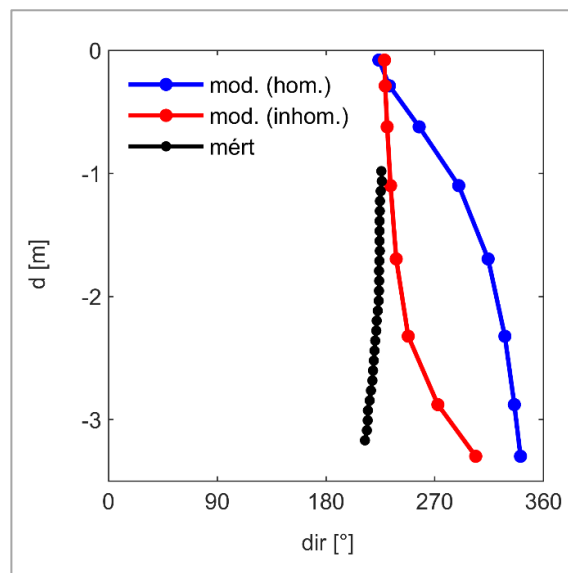


7. ábra. Modellezett mélység-átlagolt áramlási sebességmezők a Keszthely-medencében (a) homogén és (b) inhomogén szélmeghajtás esetén a vihar során idő-átlagolva 2019.07.15. 00:00 és 04:00 között

Figure 7. Modelled depth-averaged velocity field in the Keszthely-basin in case of (a) homogeneous and (b) inhomogeneous wind forcing during the storm time-averaged between 15.07.2019. 00:00 and 04:00

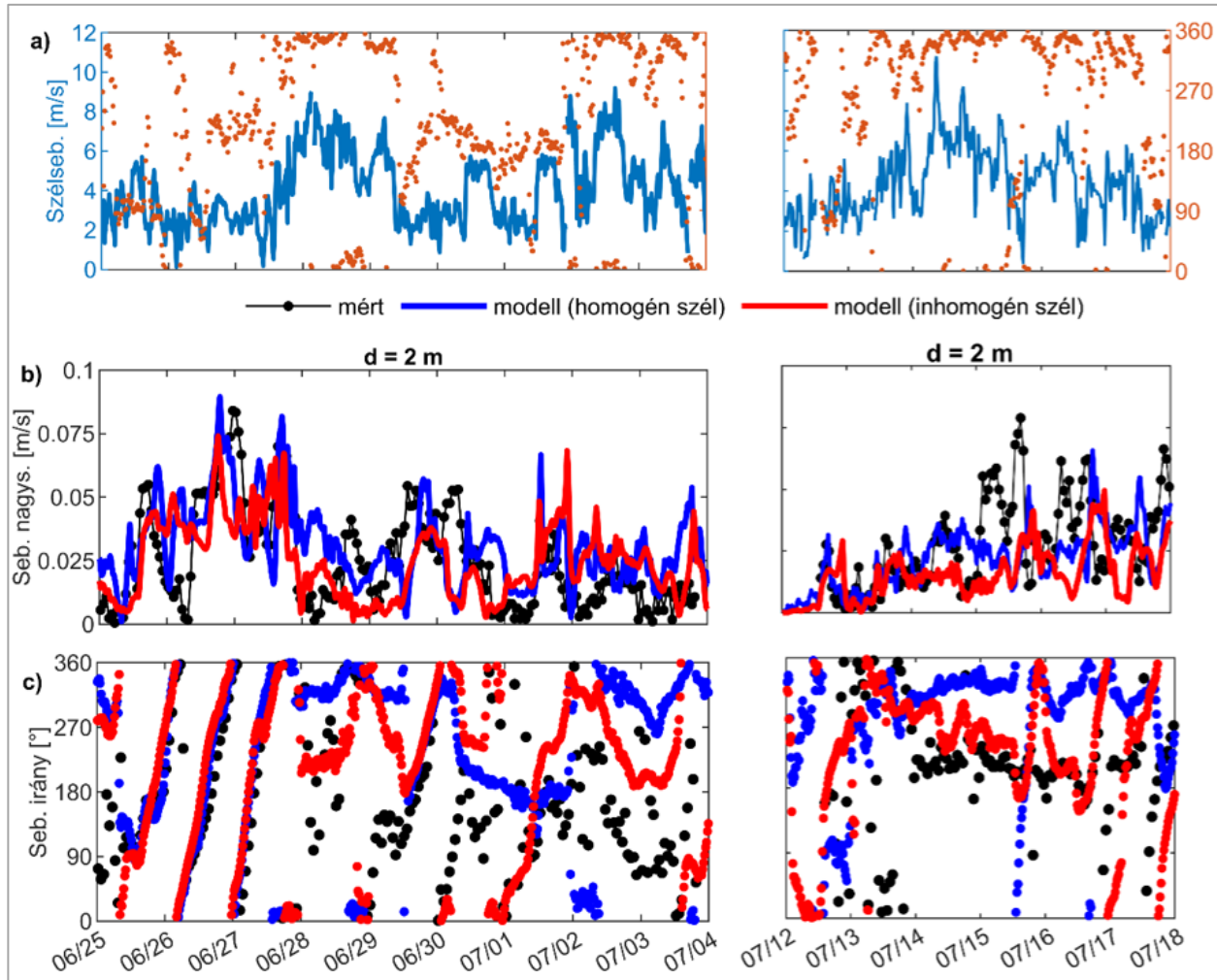
Abban az esetben, ha a vízszint-kilendülések nem teljesen pontosak (különösen fázishibák esetén), akkor az áramlási mintázatok sem modellezhetők jól a tóban, mivel az áramlási irányokat és nagyságokat nagymértékben a vízlengés dominálja (Ji és Jin 2006). A 7. ábrán a mélységátlagolt áramlási mezőket mutatjuk be egy ÉÉNY-i szélvihar esetén. A modellezett áramlási viszo-

nyok teljesen különbözőek a két szélmező esetén. A nagyléptékű áramlási mintázatok teljesen átalakultak a szélmező inhomogenitásának hatására. Ez természetesen különbségeket okoz a nyílt vízi B állomás közelében szimulált áramlási profilokban is, ahogy azt a 8. ábra mutatja. A felszín közelében a sebességek ugyanazon irányba haladnak a szélllel mindkét szélmeghajtás esetén, de az áramlási mintázatok megváltozása miatt a víz az ellenkező irányba halad a mélyebb rétegekben homogén szél esetén. Az inhomogén szélmeghajtással eredményül kapott áramlási profil jóval közelebb került a mért profilhoz. Ennek részletes elemzésére szél és áramlási idősorokat mutatunk be a 9. ábrán a nyílt vízi B állomáson 2 méteres vízmélységben. Hasonlóan a vízlengésekhez, a modellezett áramlási irányok pontossága javult. Ez a július 14-15. közötti vihar esetén igen szembevetendő, amikor az áramlási irányok több, mint 90°-kal pontosabbak lettek. Ezenkívül többször (pl. július 1. és 17-18.) előfordulnak folyamatos átfordulások az áramlási irányokban, amelyeket ugyan kis fáziskéséssel, de le tudott követni a modell a pontosabb szélmeghajtás hatására.



8. ábra. Mért és modellezett mélységmenti áramlási irány profi-  
lok a nyílt vízi B jelű állomáson a vihar során idő-átlagolva  
2019.07.15. 00:00 és 04:00 között

Figure 8. Measured and modelled velocity direction profiles along the depth at the offshore B location during the storm time-averaged between 15.07.2019. 00:00 and 04:00



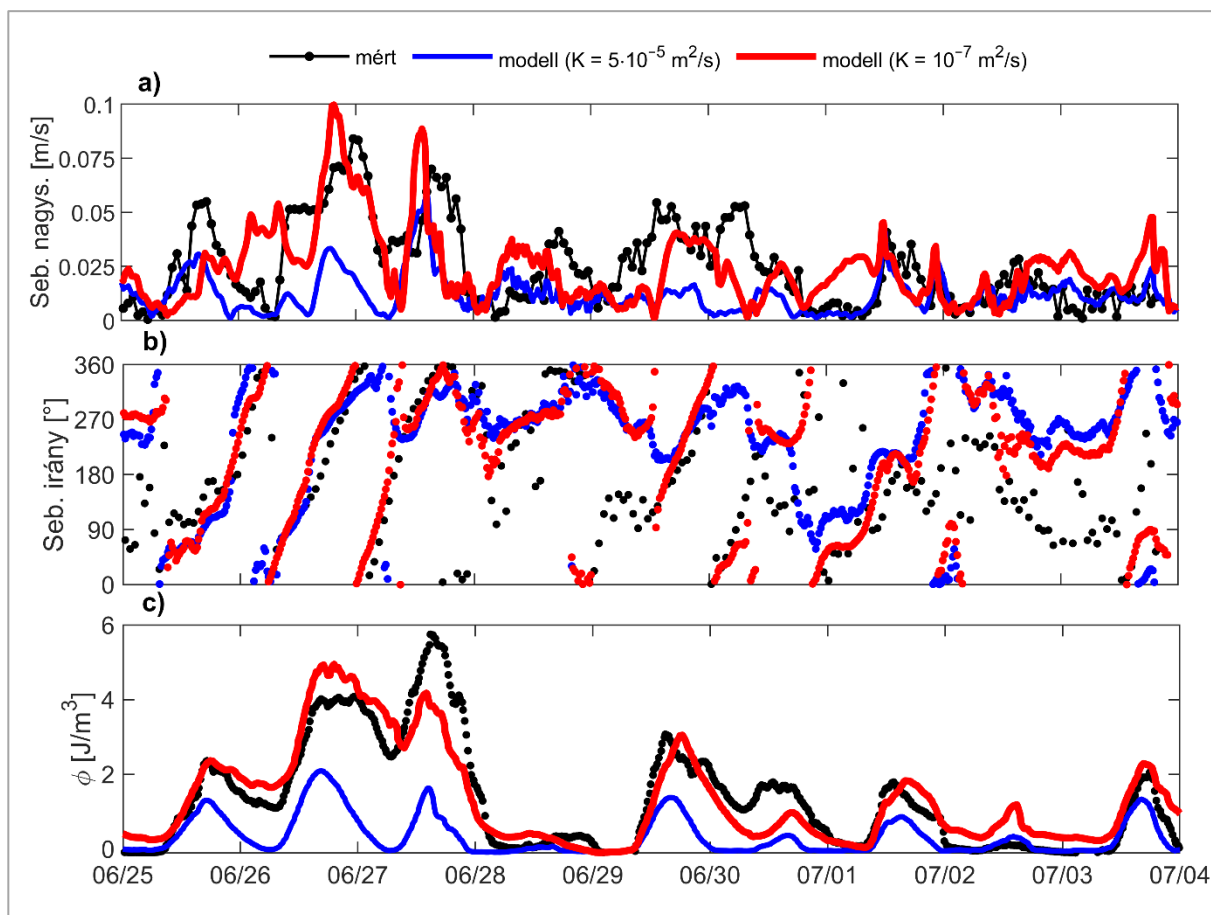
9. ábra. Mért (a) szélesség, mért és modellezett (b) áramlási sebesség nagyság és (c) irány idősorok 2019.06.25. és 2019.07.04., illetve 2019.07.12 és 2019.07.18. között homogén (kék) és inhomogén (piros) szélmeghajtás esetén a nyílt vízi B jelű állomáson  
 Figure 9. Timeseries of measured (a) wind speed and direction, measured and modelled (b) velocity magnitude and (c) velocity direction between 25.06.2019. and 04.07.2019., and between 12.07.2019. and 18.07.2019. using homogeneous (blue) and inhomogeneous (red) wind forcing at the offshore B location

#### Háttérkeveredési együttható hatása

A megfelelő szélmeghajtás megtalálása után a modellparaméterek kalibrációja és finomítása következett. Először a turbulenciamodellel függőleges háttérkeveredési együtthatójának ( $K$ ) a hatását mutatjuk be. A Balaton esetében ez egy különösen fontos paraméternek bizonyult, amely különösen meglepő, hiszen a szakirodalomban legtöbbször valamilyen alapbeállítás szerint veszik fel az együttható értékét  $K = 10^{-4} - 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$  nagyságrendben (Durski és társai 2004, Dong és társai 2020). A háttérkeveredési együtthatóra a várttal ellentétben érzékenyek voltak az áramlási nagyságok, ami a turbulens kinetikus energia disszipációjával magyarázható. A 10a-b. ábrán a mért és modellezett áramlási idősorokat mutatjuk be a nyílt vízi B állomáson, két háttérkeveredési együttható alkalmazásával. Láthatjuk,

hogy a kékkel jelölt  $K = 5 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$  együttható esetén a 2 méteres vízmélységben a sebességnagyságok mindvégig alacsonyabbak a mért értékeknél, míg a pirossal jelölt kisebb  $K = 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$  keveredési együttható esetén a sebességek a mért értékekkel jól egyeznek. Emellett az áramlási irányok is kismértékben javultak a kisebb keveredési együttható esetén (június 27., 29., július 1.) A 10c. ábrán azt láthatjuk, hogy a hőmérsékleti szerkezet, vagyis a rétegzettség helyes reprodukálása hasonlóan alacsony együtthatót kíván meg. Összességében azt mondhatjuk el, hogy  $K = 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$  lehet az a maximális nagyságrend a háttérkeveredési együttható esetén, amellyel jól vissza tudja adni a modell a Balaton függőleges hőmérséklet és áramlási profiljait a tó sekély jellegéből adódóan. Ennél kisebb értékek esetén viszont már nem tapasztaltunk jelentős változást sem az áramlási, sem a hőmérsékleti struktúrákban.



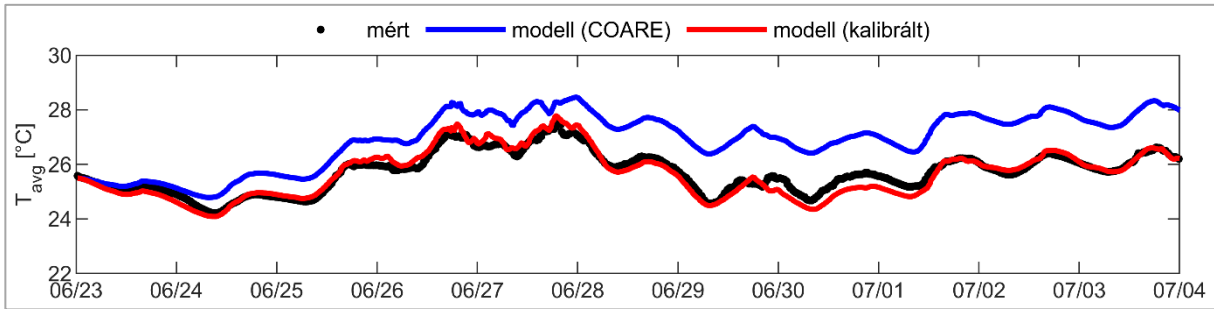


10. ábra. Mért és modellezett (a) áramlási sebesség nagyság és (b) irány, valamint (c) a rétegzettséget mutató potenciálisenergia-anomália idősorok 2019.06.25. és 2019.07.04. között különböző háttérkeveredési együtthatók esetén a nyílt vízi B jelű állomáson  
 Figure 10. Measured and modeled (a) velocity magnitude, (b) velocity direction, and (c) potential energy anomaly (representing stratification) timeseries between 25.06.2019. and 04.07.2019. using different background mixing coefficients at the offshore B location

### Turbulens hőcserék érdességi magasságainak hatása

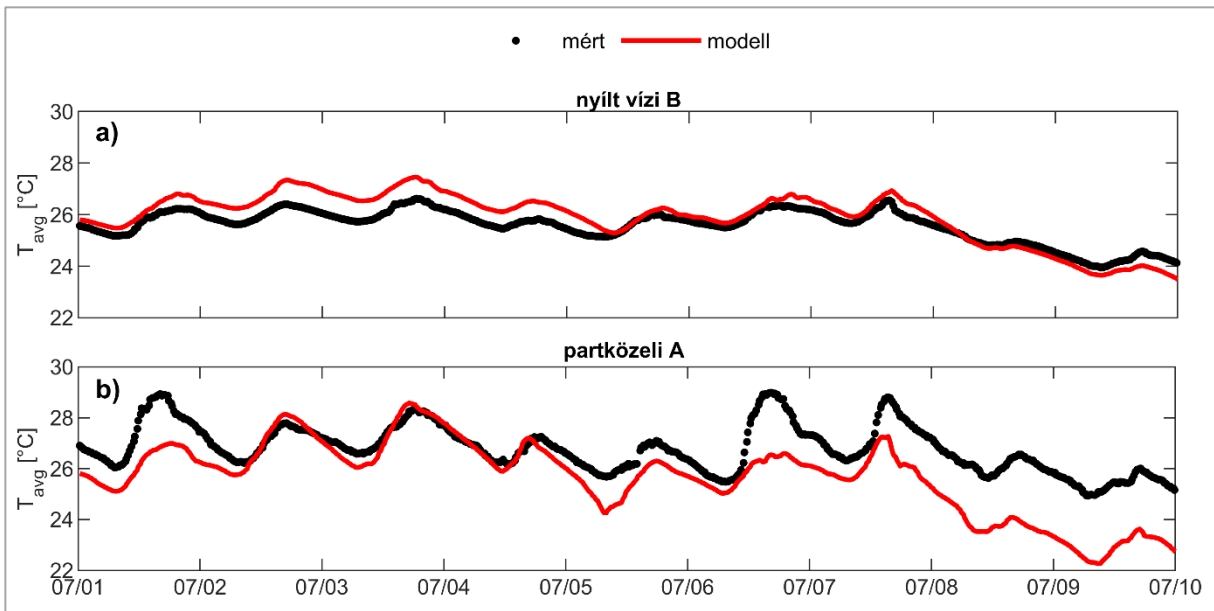
Az FVCOM jelenleg is az egyik legelterjedtebb COARE algoritmust használja a légkör-víz határfelület fluxusainak modellezésére (Fairall és társai 2003). A 11. ábra idősorán láthatjuk, hogy a COARE alkalmazása jelentős hibákat eredményezett a mélységátlagolt hőmérsékletekben, más szóval gyenge az energiamérleg zárása. A COARE azonos értékeket használ az érzékelhető és a látens hőáramok érdességi magasságaira, ezzel szemben a saját balatoni örvény-kovariancia méréseink azt mutatták, hogy a két érdességi magasság nagyságrendekkel eltér egymástól (Lükő és társai 2022a). A 11. ábrán azt láthatjuk, hogy a COARE jelentősen alulbecsüli a hőcseréket, ennek következtében a mélységátlagolt hőmérsékleteket felülbecsüli. Az érdességi magasság értékek kalibrálásával viszont a vízhőmérséklet már pontosabban modellezhető. Azt tapasztaltuk, hogy a tó hőmérsékleti rétegződésére a hőcsere nincs nagy hatással. A rétegzettséget elsősorban a rövidhullámú napsugárzás befolyásolja, mivel az hatol be a vízoszlopba, míg a két említett hőáram a felszínen hat.

Jelenleg a modellünkben kizárólag térben és időben állandó érdességi magasságot tudunk alkalmazni. Ha megnézünk egy másik időszakot, ugyanazokkal az előző időszakra kalibrált érdességi magasság értékekkel, valamegyest rosszabb eredményt kaptunk a modellel (12a. ábra). Ennek okára ismét a balatoni örvény-kovariancia mérési eredményeink nyújtanak magyarázatot. Az EC mérésekből levezetett érzékelhető és látens hőcsere érdességi együtthatók nem csak nagyságrendben különböznek egymástól, hanem a párolgásra vonatkozó érdességi magasság jelentős, néhány nagyságrendbeli szezonális változékonyságot mutatott (Lükő és társai 2022b). A fentiek alapján célszerű lesz a későbbiekben különböző paramétereket alkalmazni akár hónapról hónapra változtatva azok értékét. A partközeli A állomáson – kb. 50 méterre a parttól – azt láthatjuk (12b. ábra), hogy az alkalmazott érdességi magasságok már kevésbé megfelelőek. Feltételezhetjük, hogy ezeknek a paramétereknek térbeli változékonysága is lehet, például a hullámzás függvényében, amelyet jelenleg nem tudtunk figyelembe venni. Mindazonáltal a hőmérsékletek napi ciklusának amplitúdói jól szimulálhatók a partközeli állomáson. Jelen tanulmányban a célunk az volt, hogy nyílt vízi körülményekre jó becslést tudjunk adni a modellel.



11. ábra. Mért és modellezett mélységátlagolt hőmérséklet idősorok a COARE algoritmus (kék) és a kalibrált hőcsere érdességi magasságok alkalmazásával (piros) 2019.06.23. és 2019.07.04 között.

Figure 11. Timeseries of measured and modeled depth-averaged temperatures using the COARE algorithm (blue) and the calibrated heat flux roughness lengths (red) between 23.06.2019. and 04.07.2019.



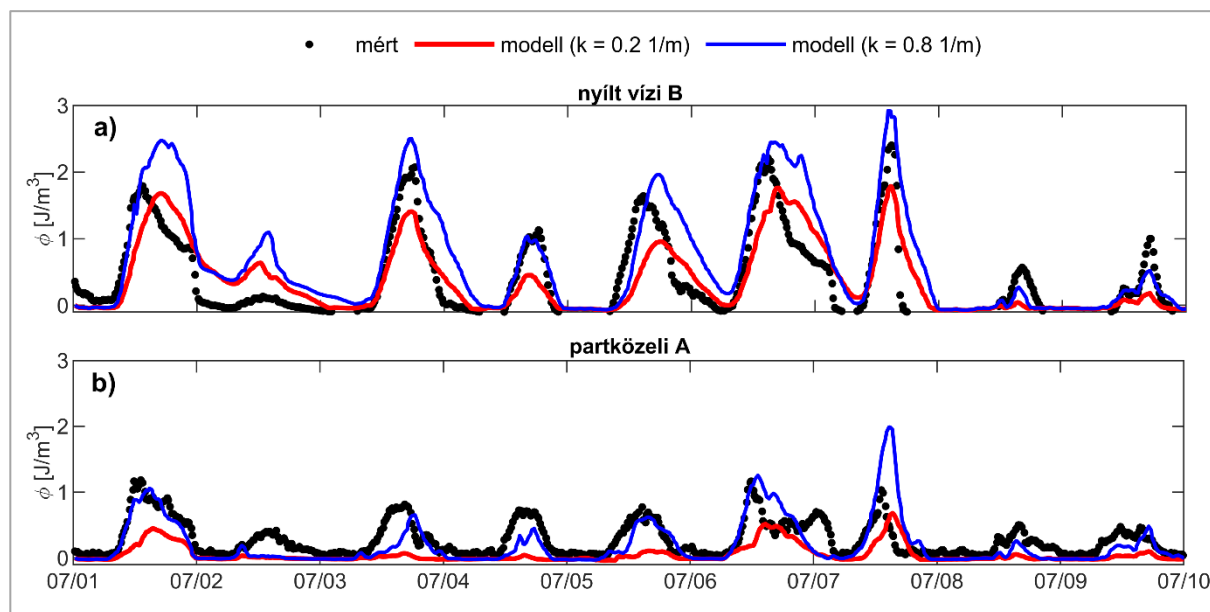
12. ábra. Mért és modellezett mélységátlagolt hőmérséklet idősorok a kalibrált hőcsere érdességi magasságok alkalmazásával 2019.07.01. és 2019.07.10. között (a) partközeli A jelű és (b) nyílt vízi B jelű állomáson

Figure 12. Timeseries of measured and modelled depth-averaged temperature using the calibrated heat flux roughness lengths between 01.07.2019 and 10.07.2019. at the (a) offshore B and (b) onshore A locations

### Fénykioltási együttható hatása

Végül a fénykioltási együttható ( $k$ ) hatását mutatjuk be, amelynek hasonlóan fontos szerepe van a rétegzettség kialakulásánál, mint a háttérkeveredési együtthatónak. A hőcsere érdességi magasságokhoz hasonlóan a fénykioltási együttható is térben és időben egyaránt állandóként vehető figyelembe a modellben. Ez a feltételezés sokszor erős közelítés, mert a fénykioltás a vízoszlop lebegőanyag-tartalmától függ. Nyílt vízen és partközeli zónában sokszor jelentős az eltérés a lebegésben lévő üledék-, illetve fitoplankton-koncentrációban a felkeveredésért felelős hullámozás és az ökológiai folyamatok térbeli változékonysága miatt. A 13. ábrán a modellezett hőmérsékleteket láthatjuk mindkét állomás-

nál a két szélső érték,  $k = 0,2$  és  $k = 0,8$  1/m együttható esetén. Jól látható, hogy a hőmérsékleti rétegzettséget jól vissza tudja adni a modell, ha ezen két érték közé vesszük fel az együtthatót. A két helyszínt megvizsgálva ezen együttható esetén is különbségeket tapasztaltunk, a legjobb egyezést part mentén  $k = 0,4$  1/m, nyílt vízre  $k = 0,6$  1/m fénykioltási együtthatóval kaptuk. Ez összhangban áll azzal a jelenséggel, hogy a part mentén a kisebb mélységnek köszönhetően nagyobb felkeveredés és erőteljesebb fénykioltás történik. Illetve megjegyezzük, hogy bár a 12. ábrán mutatott rosszabb egyezés az átlagos hőmérsékletben fennáll a part menti sekély zónában, azonban itt a hőmérséklet ingadozása mellett a rétegződés erősségét is jól szimulálja a modell.



13. ábra. Mért és modellezett potenciálisenergia-anomália idősorok két különböző fénykioltási együttható alkalmazásával 2019.07.01. és 2019.07.10. között (a) partközeli A jelű és (b) nyílt vízi B jelű állomáson

Figure 13. Timeseries of measured and modelled potential energy anomaly applying two different light attenuation coefficients between 01.07.2019 and 10.07.2019. at the (a) offshore B and (b) onshore A locations

## KONKLÚZIÓK

Összefoglalva az eddigi eredményeinket, megbízható egyezést kaptunk a modellel a Balaton Keszthelyi-medencéjében a nyílt víz áramlási és hőmérsékleti szerkezetére. Megkerestük azokat a legfontosabb paramétereket, amelyek az áramlásokat és hőmérsékleteket befolyásolhatják. Ezeknek részletes, széles skálájú érzékenységvizsgálatát végeztük el annak érdekében, hogy megtaláljuk a megfelelő paraméterkombinációt, amelyet a 14. ábrán foglaltuk össze. Az ábrán a jelölő nagysága a paraméter érzékenységét mutatja, ahol pedig nincs jelölő azt nem találtuk érzékenynek a vizsgálat során. Többek között azt kaptuk eredményül, hogy a fénykioltási együttható és a háttérkeveredési együttható is hatással van a hőmérsékleti szerkezetre. Így, ha találunk egy optimális paraméterkombinációt a rétegzettség szempontjából, az előfordulhat, hogy nem lesz megfelelő az áramlások tekintetében, mivel arra a szélmeghajtás térbeli változékonysága és a vízfelszín érdességi magasságát megadó Charnock-együttható is hatással van. Tehát többlépéses iterációra van szükség a kalibráció során. A nyílt víz hőmérsékletének alakulása mellett, a gyenge napi ciklusú rétegződést jól tudjuk szimulálni mind nyílt vízi, mind part menti körülmények között. Az áramlások helyes leképezéséhez elengedhetetlen a szélmeghajtás időbeli változása mellett annak térbeli változékonysága is. Azt figyeltük meg, hogy ha a modellezett vízszint-kilendülések jó egyezést mutatnak a mérési eredményekkel, akkor az áramlási sebességek és irányok is kellően pontosak, mivel a vízlevegésnek domináns szerepe van az áramlási struktúra jellegében. Összességében elmondható, hogy a Keszthelyi-medencére vonatkozóan a nyílt vízi mérések alapján sikerült megtalálnunk az optimális paraméterezést. A szélmeghajtásnál a belső légköri határreteg fejlődés figyelembevétele szükséges. A kalibrált háttérkeveredési együttható  $K = 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ , szenzibilis és látens hőcserére vonatkozó érdességi magasságok

$z_{0H} = 10^{-2} \text{ m}$  és  $z_{0q} = 10^{-3} \text{ m}$ , és fénykioltási együttható  $k = 0,4 \text{ 1/m}$ . További célzott pl. partközeli áramlásmérésekkel érdemes lehet pontosítani és kiterjeszteni a modellt a jövőben.

	Vízszint-kilendülés	Áramlási sebesség	Áramlási irány	Közép-hőmérséklet	Rétegzettség
Szélmeghajtás	●	●	●		
Háttérkeveredési együttható		●	●	●	●
Hőcsere érdességi magasságok				●	●
Fénykioltási együttható				●	●

14. ábra. A kalibrációs paraméterek és a vizsgált változók közötti kapcsolat erősségének összefoglaló táblázata  
Megjegyzés: Minél nagyobb a jelölő, annál nagyobb hatással van a paraméter az adott változóra

Figure 14. Summary table about relationship between the calibration parameters and the analysed variables/processes

Note: The larger the circle is the larger the effect of the parameter to the given variable

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A mérési program a 120551 és 138176 számú OTKA kutatási együttműködés keretében zajlott. A közlemény az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-23-3-II-BME-193 és ÚNKP-23-5-BME-454 Új Nemzeti Kiválóság Program pályázatainak támogatásával készült. A bemutatott kutatás a Széchenyi Terv Plusz program keretében az RRF-2.3.1-21-2022-00008 számú projekt támogatásával valósult meg. A jelen közleményben megjelenő kutatások az ITM NKFIÁ által nyújtott TKP2022 IKA támogatásából, az NKFIH által kibocsátott támogatói

okirat alapján valósultak meg (projektazonosító: TKP2022 BME-IKA-VIZ). A második szerző a kutatást az MTA Bolyai János Ösztöndíj (00906/23) támogatásával végezte.

## IRODALOMJEGYZÉK

- Anderson, E., Schwab, D.J., Gregory, A.L. (2010).* Real-Time Hydraulic and Hydrodynamic Model of the St. Clair River, Lake St. Clair, Detroit River System. *Journal of Hydraulic Engineering* 136(8). pp. 507-517. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000203](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000203)
- Chen, C., Liu, H., Beardsley, R.C. (2003).* An Unstructured Grid, Finite-Volume, Three-Dimensional, Primitive Equations Ocean Model: Application to Coastal Ocean and Estuaries. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 20(1). pp. 159-186. [https://doi.org/10.1175/1520-0426\(2003\)020<0159:AUGFVT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(2003)020<0159:AUGFVT>2.0.CO;2)
- Dong, F., Mi, C., Hupfer, M., Lindenschmidt, K-E., Peng, W., Liu, X., Rinke, K. (2020).* Assessing vertical diffusion in a stratified lake using a three-dimensional hydrodynamic model. *Hydrological Processes* 34. pp. 1131-1143. <https://doi.org/10.1002/hyp.13653>
- Durski, S.M., Glenn, S.M., Haidvogel, D.B. (2004).* Vertical mixing schemes in the coastal ocean: Comparison of the level 2.5 Mellor-Yamada scheme with an enhanced version of the K profile parameterization. *Journal of Geophysical Research* 109. C01015. <https://doi.org/10.1029/2002JC001702>
- Fairall, C.W., Bradley, E.F., Hare, J.E., Grachev, A.A., Edson, J.B. (2003).* Bulk parameterization of air-sea fluxes: Updates and verification for the COARE algorithm. *Journal of Climate* 16(4). pp. 571-591. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2003\)016<0571:BPOASF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2003)016<0571:BPOASF>2.0.CO;2)
- Holthuisen, L.H. (2007).* Waves in Oceanic and Coastal Waters. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511618536>
- Homoródi K., Józsa J., Krámer T., Ciraolo, G., Nasello, C. (2012).* Identifying wave and turbulence components in wind-driven shallow basins. *Periodica Polytechnica Civil Engineering* 56(1). pp. 87-95. <https://doi.org/10.3311/pp.ci.2012-1.10>
- Ji, Z.G., Jin, K.R. (2006).* Gyres and seiches in a large and shallow lake. *Journal of Great Lakes Research* 32(4). pp. 764-775. [https://doi.org/10.3394/0380-1330\(2006\)32\[764:GASIAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2006)32[764:GASIAL]2.0.CO;2)
- Józsa J. (2001).* Sekély tavak cirkulációs áramlásai. MTA Doktori Értekezés, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem.
- Józsa J. (2014).* On the internal boundary layer related wind stress curl and its role in generating shallow lake circulations. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 62(1). pp. 16-23. <https://doi.org/10.2478/johh-2014-0004>
- Józsa J., Milici, B., Napoli, E. (2007).* Numerical simulation of internal boundary-layer development and comparison with atmospheric data. *Boundary-Layer Meteorology* 123. pp. 159-175. <https://doi.org/10.1007/s10546-006-9134-9>
- Kang-Ren., J., Zhen-Gang, J. (2005).* Application and Validation of Three-Dimensional Model in a Shallow Lake. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering* 131(5). pp. 213-225. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-950X\(2005\)131:5\(213\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-950X(2005)131:5(213))
- Kocsis M., Szatmári G., Kassai P., Kovács G., Tóth J., Krámer T., Torma P., Homoródi K., Pomogyi P., Szeglet P., Csermák K., Makó A. (2022).* Soluble phosphorus content of Lake Balaton sediments. *Journal of Maps* 18(2). pp. 142-150. <https://doi.org/10.1080/17445647.2021.2004943>
- Krámer T. (2006).* Solution-adaptive 2D modelling of wind-induced lake circulation. Ph.D. Értekezés. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem.
- Laval, B., Imberger, J., Hodges, B.R., Stocker, R. (2003).* Modeling circulation in lakes: Spatial and temporal variations. *Limnology and Oceanography* 48(3). pp. 983-994. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.3.0983>
- Lükő G., Torma P., Weidinger T. (2022b).* Intra-seasonal and intra-annual variation of the latent heat flux transfer coefficient for a freshwater lake. *Atmosphere* 13. 352. <https://doi.org/10.3390/atmos13020352>
- Lükő G., Torma P., Krámer T., Weidinger T. (2022a).* Air-lake momentum and heat exchange in very young waves using energy and water budget closure. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 127. e2021JD036099. <https://doi.org/10.1029/2021JD036099>
- Lükő G., Torma P., Weidinger T., Krámer T., Vecenaj, Z., Grisogono, B., Lázár I. (2021).* Internal boundary layer development over lake surface in case of very young waves. EMS Annual Meeting Abstracts. <https://doi.org/10.5194/ems2021-155>
- Mellor, G.L. (2008).* The Depth-Dependent Current and Wave Interaction Equations: A Revision. *Journal of Physical Oceanography*, 38(11). pp. 2587-2596. <https://doi.org/10.1175/2008JPO3971.1>
- Niu, Q., Xia, M. (2017).* The role of wave-current interaction in Lake Erie's seasonal and episodic dynamics. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 122. pp. 7291-7311. <https://doi.org/10.1002/2017JC012934>
- Qi, J., Chen, C., Beardsley, R.C., Perrie, W., Cowles, G.W., Lai, Z. (2009).* An unstructured-grid finite-volume surface wave model (FVCOM-SWAVE): Implementation, validations and applications. *Ocean Modelling* 28(1-3). pp. 153-166. <https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2009.01.007>
- Torma P., Krámer T. (2017).* Wind Shear Stress Interpolation over Lake Surface from Routine Weather Data Considering the IBL Development. *Periodica Polytechnica Civil Engineering* 61(1). pp. 14-26. <https://doi.org/10.3311/PPci.9542>

*Torma P. (2016).* Modelling wind-driven shallow lake hydrodynamics and thermal structure. Doktori értekezés Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest.

*Warner, J.C., Sherwood, C.R., Signell, R.P., Harris, C.K., Arango, H G. (2008).* Development of a three-dimensional, regional, coupled wave, current, and sediment-transport model. *Computers & Geosciences* 34(10). pp. 1284-1306. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2008.02.012>

*Wiles, P.J., van Duren, L.A., Häse, C., Larsen, J., Simpson, J.H. (2006).* Stratification and mixing in the Limfjorden in relation to mussel culture. *Journal of Ma-*

*rine Systems* 60(1-2). pp. 129-143. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2005.09.009>

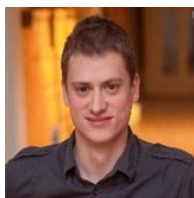
*Zhao, Q., Ren, J., Wang, J.X.L. (2018).* Temporal and spatial characteristics of potential energy anomaly in Lake Taihu. *Environmental Science and Pollution Research* 25. pp. 24316-24325. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2204-y>

*Zhao, Q., Sun, J., Zhu, G. (2012).* Simulation and Exploration of the Mechanisms Underlying the Spatiotemporal Distribution of Surface Mixed Layer Depth in a Large Shallow Lake. *Advances in Atmospheric Sciences* 29(6). pp. 1360-1373. <https://doi.org/10.1007/s00376-012-1262-1>

## A SZERZŐK



**LÜKŐ GABRIELLA** 2020-ban szerzett MSc oklevelet, jelenleg negyedéves PhD hallgató a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem (BME) Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszékén. A 2023/24-es tanévben a Colorado School of Mines (USA) Fulbright hallgatói ösztöndíjas vendégkutatója. Doktori kutatása a tavi léghő-víz határfelület turbulens folyamatainak vizsgálatára fókuszál. 2021 óta tagja az MHT-nek.



**TORMA PÉTER** 2011-ben szerzett építőmérnök MSc oklevelet, majd 2016-ban PhD fokozatot. A Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem (BME) Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszékén dolgozik 2011 óta, 2019-től, mint egyetemi docens. Fulbright ösztöndíjasként a UW-Madison (USA) vendégkutatója volt a 2017/18-as tanévben. Kutatási területe a fizikai limnológia, a hidrometeorológia, különös tekintettel a víz-levegő határfelület turbulens cserefolyamatainak örvénykovariancia elvű mérésére, a tavak hőháztartása, valamint a numerikus hidrodinamikai modellezésére. 2023 óta tagja az MHT-nek.



*Hattyúlábon (Doroszlai Dénes képe)*

## Kezelt szennyvíz újrafelhasználásának lehetőségei és kihívásai Magyarországon

Györki Gábor<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Nemzeti Közszolgálati Egyetem Víztudományi Kar Vízellátási és Csatornázási Tanszék, 6500 Baja, Bajcsy-Zsilinszky u. 12-14. (e-mail: gyorki.gabor@uni-nke.hu)

<sup>2</sup>Víztudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, Nemzeti Közszolgálati Egyetem Víztudományi Kar, 6500 Baja, Bajcsy-Zsilinszky u. 12-14.

DOI: 10.59258/hk.15659



### Kivonat

A szennyvízkezelés évezredes múltja tekint vissza, ezen kívül a szennyvíz újrafelhasználására is többször volt már példa a történelem során. Napjainkban a vízkészleteket fenyegető egyre súlyosabb és változatosabb szennyezések, valamint a gyakori felelőtlen vízgazdálkodás, a népességnövekedés és a globális felmelegedés okozta általános édesvíz-hiány a fő hajtóerő az újrafelhasználás mögött. Az utóbbi évtizedekben jelentős fejlődés történt mind az analitikában, mind a szennyvíztisztítási technológiák körében, nem utolsósorban a tisztítást és az újrafelhasználást támogató jogi intézkedések tekintetében. A látszólag számos előnnyel bíró felhasználási módok bevezetése gyakran pénzügyi, technológiai, vagy jogi akadályokba ütközik, a nem körültekintő gyakorlat pedig akár több problémát is okozhat, mint amennyit megold. Jelen tanulmány a releváns szakirodalom és a szabályozások áttekintésével kíván átfogó képet adni a szennyvíz újrafelhasználásának lehetőségeiről, előnyeiről és hátrányairól, a megvalósításának nehézségeiről és a fejlődési lehetőségekről.

### Kulcsszavak

Körforgásos vízgazdálkodás, környezetvédelem, szennyvíz, szennyvíz újrafelhasználás, visszanyert víz.

### Possibilities and barriers of reclaimed water reuse in Hungary

#### Abstract

Wastewater treatment has a history dating back millennia, and there have been several instances throughout history of reusing wastewater. Nowadays, the increasingly severe and diverse pollution threatening water reserves, coupled with frequent irresponsible water management, population growth, and global warming, are the primary driving forces behind wastewater reuse. Significant advancements have been made in recent decades in both analytics and wastewater treatment technologies, especially concerning legal measures aimed at treatment and reuse. Despite the apparent advantages of various reuse methods, their implementation often faces financial, technological, or legal barriers. Incautious practices might even lead to more problems than solutions. This study aims to provide an overview of the possibilities, advantages, disadvantages, difficulties in implementation, and opportunities for development regarding wastewater reuse, through reviewing relevant literature and regulations.

#### Keywords

Circular water management, environmental protection, wastewater, wastewater reuse, reclaimed water.

### BEVEZETÉS

Napjainkban a világ szinte valamennyi részén egyre nagyobb problémát jelent a tiszta vízhez való hozzáférés. Ennek több oka is van, melyek hatványozottan kihatnak egymásra (*Dimane és El Hammoudani 2021*). A globális felmelegedés maga után vonja az egyre melegebb nyarakat, hosszabb száraz évszakokat, valamint az utóbbi időben egyre gyakrabban előforduló és Magyarországon is súlyos károkat okozó elnyúló, hosszú aszályokat. A klímaváltozás hatással van a víz párolgására és a csapadékok idejének, helyének, valamint mennyiségének befolyásolása révén kihat az elérhető édesvíz mennyiségére (*Jaramillo és Restrepo 2017*). A népességnövekedés több szempontból óriási terheket ró az édesvízkészletre. A nagyobb populáció eltartásához folyamatosan növelni kell a vízkivételt, egyrészt a háztartási felhasználás és az ivóvízellátás biztosításához, másrészt a mezőgazdasági igények kielégítéséhez, az élelmiszerek és egyéb termékek ipari előállításához. Utóbbiakból következik a kommunális és az ipari szennyvíz egyre növekvő mennyisége is. A vízhiányt számos tényező befolyásolja, többek között az

adott területre jellemző domborzat és éghajlat, a népességsűrűség, valamint a lakosok hozzáállása (*Akpan és társai 2020*).

A problémát tovább súlyosbítja, hogy a fogyasztók a vízre néha végtelen, kifogyhatatlan erőforrásként tekintenek, nem csak a jó vízellátottságú, de a vízszegény területeken is, valamint nincsenek tisztában a magas, néha pazarló vízfelhasználással (*Chfadi és társai 2021*). A kezeletlen vagy elégtelenül kezelt szennyvíz rendkívüli mértékben károsíthatja a víztesteket, legyen szó tavakról, folyókról, tengerekről vagy felszín alatti vizekről. Ennek során a szennyvízben található szennyező anyagok negatívan befolyásolják a befogadó egy, vagy több tulajdonságát. Gyakorlatilag bármilyen módon kerül felhasználásra a víz, legyen az mezőgazdasági, ipari, vagy kommunális, a folyamat végére szinte biztosan lesz valamilyen (fizikai, kémiai, vagy biológiai) nem kívánt szennyező az elfolyó vízben (*Duong és Saphores 2015, Crini és Lichtfouse 2019*).

A vízkészletek megvédésére az egyik legjobb módszer, ha a szennyezés mértékét a minimális szintre csökkentjük.

Ehhez az elfolyó szennyvíz szennyezőanyag-tartalmát legalább olyan szintre kell csökkenteni, hogy az ne legyen negatív hatással a befogadóra, és így annak esetleges életközösségére, valamint közvetett módon az emberi egészségre sem (Seow és társai 2016).

A „szennyvíz” önmagában tág fogalom, mivel nem utal arra, hogy pontosan milyen forrásból származik és milyen anyagokkal szennyezett. Különböző nyelvekben a „szennyvíz” szó szerinti jelentése is eltérő. Míg az angol „wastewater” és az olasz „acqua reflue” kifejezés is hulladékként utal a vízre, a német „abwasser” inkább „elfolyó” vizet, a spanyol „agua residuales” pedig „megmaradt” vizet jelent, mint ténylegesen szennyezett vizet. Az energiát, a hasznosítható nitrogént, foszfort és szénforrásokat előállító szennyvíztisztító létesítményeket (wastewater treatment plant), a jövőben érdemes lehet vízviszanyerő létesítményeknek (water resource recovery facility) nevezni, így érvényesül az a modern látásmód, mely a szennyvizet nem hulladékként, hanem nyersanyagforrásként, alapanyagként kezeli (Faragó és társai 2021). A szennyvizet ezen kívül gyakran osztályozzák fekete- és szürkevízként, melynek szétválasztáskor és újrahasznosításkor van jelentősége (Duong és Saphores 2015). A szürkevíz mosóvízből, fürdővízből, ritkábban konyhai mosogatóból származó vízből áll. Ezzel szemben a feketevíz az emberi hulladékot (székletet) tartalmazó, toaletten lehúzott vizet jelenti. Fontos megjegyezni, hogy esetenként a konyhából és a fürdőszobából érkező vizet is feketevízként kezelik, mert tartalmazhat patogén baktériumokat. A sárga (urinális) és barna (széklettel és WC-papírral) szennyvíz viszonylag ritkán használt kifejezések, melyeket a különgyűjtős toalettek (diverting toilets) esetén alkalmaznak. Az említett típusok más-más kezelést igényelnek és a lehetséges felhasználásuk is eltérő. Számos projekt foglalkozik különböző típusokkal (Fit4Reuse 2023), viszont a szabályozások ritkán térnek ki rájuk. A szürkevizet Magyarországon csak a 253/1997. (XII. 20.) Kormányrendelet említi. A terminológia megfelelő használata minden területen fontos, ebben az esetben az említett különbségek hozzájárulhatnak az emberek szennyvízhez való eltérő hozzáállásához a különböző országokban. A szennyvíztisztítás hasonlóképp többféleképpen értelmezhető, attól függően, hogy milyen típusú kezelést (fizikai, kémiai, biológiai, vagy ezek kombinációja) alkalmaznak, valamint, hogy mi a célja a tisztításnak (befogadóba engedés, szikkasztás, újrafelhasználás). A szennyvíztisztítás fontos lépés a vízkészletek minőségének megőrzésére, viszont önmagában hosszú távon nem fogja meghozni a várt eredményt. Ehhez összehangoltan kell fejleszteni a víztakarékosságot, a szennyvizek tisztítását, és legfőképp a szennyvíz újrahasznosítását, melyben még kihasználatlan lehetőségek rejlenek (Pálfai 2005), tehát multidiszciplináris megközelítés szükséges (Mu'azu és társai 2020). A XX. század végén megfogalmazódott, hogy szükséges az úgynevezett „lineáris” gazdaságról a „körforgásos” gazdaságra való átállás. A vízkezelés változatos jellegéből adódóan nem lehet tisztán lineáris vagy körforgásos vízgazdálkodásról beszélni, így a regeneratív vízgazdálkodás pontosabb megfogalmazás (Rudolph és társai 2020). A végső cél a zárt vízkörforgás létrehozása az adott közösségre vagy létesítményre nézve, szennyvíz kibocsátás nélkül, amit a szaknyelv Zero Liquid

Discharge-nak (ZLD) nevez (Yaqub és Lee 2019). Ennek kevésbé szigorú alternatívája a még mindig kedvező, nullához közeli szennyvízkibocsátás, az úgynevezett Minimal Liquid Discharge (MLD). A zárt körforgás esetén valós problémát jelenthet, hogy amennyiben egy adott szennyezőt nem lehet teljesen eltávolítani, hosszú távon ez felhalmozódhat a rendszerben (Sun és társai 2023).

A szennyvíz újrafelhasználása egyértelműen nagyobb kihívás, mint az egyszerű tisztítás és fertőtlenítés (Rudolph és társai 2020). Az újrafelhasználásnak változatos módjai vannak, melyek közül a legkézenfekvőbb, széles körben alkalmazható módszer az öntözés. Ide tartozik a mezőgazdasági területek, valamint a parkok, zöld területek öntözése. Ezen kívül szinte bármely felhasználás előnyösnek tekinthető, amennyiben az elősegíti a víztakarékosságot, azonban nem-megfelelő kezelés esetén ez kockázatos lehet. Az egészségügyi kockázatokból fakadó negatív társadalmi megítélés jelentősen megnehezíti a gyakorlatban való alkalmazást (Duong és Saphores 2015, Chfadi és társai 2021).

A szennyvizek újrafelhasználásának hosszú története van (Dimane és El Hammoudani 2021). Kutatások bizonyítják, hogy már az ősi görög és római civilizációk is felhasználták a szennyvizeket a mezőgazdasági területeken trágyaként. 1550 és 1700 között elterjedt volt a termőföldek szennyvízzel történő öntözése Németországban, Skóciában és Angliában, Ez a gyakorlat az 1800-as évek kezdetére több európai és egyesült államokbeli nagyvárosban is legálissá vált. Az 1800-as évek végén már Ausztráliában is használtak szennyvizet öntözésre egyes farmokon. Ebben az évszázadban azonban óriási járványok törtek ki Európában (például a kolera, hastífusz) a kezeletlen szennyvíz szállítása és városközeli „elhelyezése” miatt. Az 1900-as évek végére az egészségügyi veszélyekből adódóan a szennyvízkezelés megoldása globális kérdéssé vált. Ennek ellenére a XX. század végén a mezőgazdasági szektor nagy figyelmet fordított az indirekt öntözésre való hasznosításra (a szektor jelentősen megnövekedett vízigénye miatt). A WHO (World Health Organization) és a FAO (Food and Agriculture Organization) pedig irányelveket adott ki ehhez kapcsolódóan (Jaramillo és Restrepo 2017). A szakszerűtlen öntözés még napjainkban is komoly gondokat jelenthet többek között a fejlődő országokban, ahol a vízhiánnyal küzdő területeken találunk példát kezeletlen szennyvízzel való öntözésre (Singh 2021).

A szennyvízkezelés általában nem tekinthető teljesen megoldottnak csupán az elfolyó víz megtisztításával. Attól függően, hogy milyen technológiával történik a kezelés, különböző „melléktermékek” keletkezhetnek; például az elterjedt biológiai lebontás után a nagy mennyiségben keletkező iszapot kell biztonságossá tenni, majd elhelyezni vagy felhasználni. A szennyvíziszap többek között patogén baktériumokat tartalmazhat (Tervahauta és társai 2014, Ligetvári és társai 2015), ebből fakadóan közvetlen felhasználása erősen korlátozott. Kezelés után használható trágyaként a magas szerves és szervesetlen tápanyagtartalomtól adódóan (Tervahauta és társai 2014), viszont energia is visszanyerhető belőle, így csökkentve a szennyvíztisztítás költségeit (Ligetvári és társai 2015, Gao és társai 2019, Rudolph és társai 2020).

Jelen tanulmány célja egyrészt, hogy a releváns szakirodalom és szabályozások feldolgozása révén átfogó képet adjon a szennyvizek korábbi és aktuális újrafelhasználásáról, másrészt, hogy áttekintse a hatékony szennyvízkezelési technológiákat, kiemelt figyelmet fordítva az antibiotikum-rezisztens baktériumokra (ARB) és az antibiotikum rezisztencia génekre (ARG). A közlemény a legelterjedtebb újrafelhasználási lehetőségek összegyűjtésével, ezek előnyeinek és hátrányainak vizsgálatával, valamint Magyarország és az Európai Unió jogszabályainak, és a WHO ajánlásainak vizsgálatával kíván rávilágítani a jelenlegi helyzetre, valamint a lehetséges hazai fejlődési irányokra.

## **SZENNYVÍZKEZELÉSI TECHNOLÓGIÁK HATÉKONYSÁGA A SZENNYEZŐANYAGOK ELTÁVOLÍTÁSÁBAN**

A korábban említett szennyezők eltávolításához különböző tisztítási lépések szükségesek. A szennyvíztisztító telepek jelentős részét elsősorban a szerves szén-, nitrogén-, és foszforformák eltávolítására tervezték, a mikroszennyezők eltávolítási hatékonysága azonban kérdéses. Az utóbbi években az általánosan vizsgált szennyvízparaméterek mellett nagy jelentőséget kaptak olyan, kevésbé ismert szennyezők is, mint az antibiotikum-rezisztens baktériumok (ARB-k) és antibiotikumrezisztencia-gének (ARG-k). A világon évente több, mint 100 000 tonna antibiotikum kerül felhasználásra, melynek jelentős hányada kerül a szennyvízbe eredeti formájában vagy anyagcsereterméként (*Ezeuko és társai 2021*). Közülük számos biológiailag bontható, viszont folyamatos „újratermelődésüket” figyelembe véve állandó jelleggel jelen vannak a környezetben, így álperzisztens szennyezőknek tekintjük ezeket (*Gudda és társai 2020*).

Az antibiotikumok önmagukban is kockázatot rejtnek, azonban a szennyvíztisztítókból megtalálható veszélyforrások közé tartoznak az ARB-k, és az egyre nagyobb figyelmet igénylő ARG-k. Több kutatás bizonyítja, hogy az egyik legfontosabb forrásuk a szennyvíztisztítók (*Hutinél és társai 2022, Quach-Cu és társai 2018, Ezeuko és társai 2021*). Az egyszerűbb eljárások nem mindig képesek eltávolítani az ARG-ket, akár növelhetik is a koncentrációjukat koszelekció – egy rezisztenciagén szelekciója során ezzel együtt mozgó, további gének szelekciója – révén, így másodlagos szennyezőként jelen lehetnek a tisztított szennyvizekben (*Ezeuko és társai 2021*). Ennek ellenére kevés tanulmány vizsgálta az ARG-k jelenlétét az előfolyó szennyvizekben (*Gudda és társai 2020*).

Az ARB-k olyan patogén, vagy nem patogén baktériumok, melyek természetes módon ellenállnak (*Quach-Cu és társai 2018*), vagy indukció hatására ellenállóvá válnak adott működési mechanizmusú antibiotikumokkal szemben. A rezisztencia kialakulását és az ARB-k elterjedését segíthetik az antibiotikumok mellett egyéb antimikrobiális ágensek is, úgy, mint a fertőtlenítőszer (pl. triklozan), és a nehézfémek (pl. higany, ólom) (*Gudda és társai 2020, Ezeuko és társai 2021*). Az ARG-k azok a gének, melyek az említett rezisztenciát kódolják, ezeket a géneket pedig a baktériumok képesek egymás között átadni különböző mechanizmusokkal, ideértve a horizontális géntranszfer

(*Ezeuko és társai 2021*). A horizontális géntranszfer gyakrabban megy végbe közeli rokonságban álló baktériumok esetén (*Quach-Cu és társai 2018*), viszont különböző fajok között is találtak géntranszfer, például a *Legionella pneumophila* és különböző amóbák (*Acanthamoeba castellanii, Vermamoeba veriformis, Hartmanella veriformis*) ko-evolúciója során (*Gomez-Valero és Buchriese 2019*).

Az ARG-k és az ARB-k több szempontból is veszélyesek, a legnagyobb kockázat a kezeléseket ellenálló, patogén „szuperbaktériumok” megjelenése és a jelenleg kezelhető patogének rezisztencia-szerzése (*Gudda és társai 2020*). A rezisztenciákhoz köthető halálozások száma világszerte 700 000-re tehető (*Ezeuko és társai 2021*), mely az előrejelzések szerint a jövőben emelkedni fog (*Quach-Cu és társai 2018*). Jelenleg viszonylag kevés figyelem irányul az antibiotikum-rezisztenciára, de a WHO felhívta a figyelmet, hogy hiba lenne csak „jövőben megjelenő kockázatként” kezelni ezt (*Gudda és társai 2020*).

A rezisztenciagének eltávolítása bonyolult és kevésbé ismert terület. A hatékonyságot befolyásolja többek között az alkalmazott technológia típusa és működési paraméterei, valamint, hogy mely vizsgált génről van szó. Példaként említhetjük, hogy a szulfonamid és bétalaktám antibiotikumok elleni rezisztenciagének koncentrációját a másodlagos tisztítás (eleveniszapos kezelés) egy-két nagyságrenddel csökkentette, utótisztítás (membránszűrés és klóros fertőtlenítés) során további két-három nagyságrend csökkenést tapasztaltak. Míg a szulfonamidok rezisztenciagénje az utótisztítás után is detektálható volt, a bétalaktám rezisztencia génjét még a minta kétszázszoros koncentrációja esetén sem mutatták ki (*Quach-Cu és társai 2018*). Általánosan elmondható, hogy a leggyakrabban alkalmazott szennyvíztisztítási technológiák csak egy bizonyos mértékig képesek eltávolítani az ARG-ket, néhány gén esetén pedig még a legfejlettebb technológiákkal sem érhető el a teljes eltávolítás.

A szennyvíz kezelésében alkalmazott eljárások és technológiai sorok jelentős változatosságot mutatnak mind kialakításban, funkcióban, hatékonyságban és költségekben. Az alkalmazott módszerek eltérőek lehetnek a kezelendő szennyvíz mennyiségétől és összetételétől függően, valamint a befogadótól és az erre vonatkozó határértékektől. Abban az esetben, ha a kezelt szennyvizet közvetlenül tervezik felhasználni, értelemszerűen szigorúbb előírásoknak kell megfelelni.

A szennyvíztisztításban fizikai, biológiai és kémiai módszereket különböztetünk meg. Ezeket a kategóriákban belül további csoportosítás lehetséges az alkalmazott technológia pontos működése alapján, azonban a modern megoldásoknál ezek kombinációját alkalmazzák, így nem beszélhetünk tisztán biológiai, vagy tisztán kémiai módszerekről. A legegyszerűbb lehetőségek közé tartoznak például az úgynevezett komposzt WC-k, az emésztőgödörök, ülepítők, valamint oldómedencék. A modern, természetközeli megoldások közé tartoznak a szennyvíztavak, szűrőmezők, valamint növényágyas és gyökérszűrők. Ezeknél korábban megjelentek a folyamatos átfolyású eleveniszapos rendszerek, melyek technológiája már lényegesen összetettebb. A biológiai folyamatokat kihasználó



rendszereknek ezután több formája is megjelent más-más kialakítással, ilyenek az SRB-rendszerek (Sequential Batch Reactor), a bemerülőtestes és a lebegőágyas berendezések és a membrán bioreaktorok (Karches 2020).

A modern, széleskörűen alkalmazott tisztítási folyamatot általában 4 lépésre osztják. Az elsődleges tisztítási fokozat előkészíti a szennyvizet a következő lépésekre, szerepe főleg a lebegő szilárd anyagok eltávolítása. A rácsokkal, szűrőkkel és aprítókkal történő mechanikai tisztítást szinte egyáltalán nem alkalmazzák önmagában, mivel szinte soha nem elégséges az előírásokban foglalt határértékek eléréséhez (Karches 2020).

Esetenként alkalmazhatók hatékony aktív szénes szűrők és membránszűrők is, utóbbi esetén a nanoszűrés és reverz ozmózis a kis pórusméretből adódóan megfelelő módszer lehet a mikroszennyezők eltávolítására. A szűrés után visszamaradt, koncentrált mikroszennyezők kezelését ezután meg kell oldani (Karches 2020, Knisz 2020). Fontos megemlíteni, hogy az aktív szénes szűrők, illetve membránszűrők a gyakorlatban kevésbé használhatók elsődleges kezelésre, a kis kapacitásuk és a magas üzemeltetési költségek miatt.

A másodlagos tisztítási fokozat, vagyis a biológiai tisztítás fő célja a szerves anyagok eltávolítása mikrobák által végzett biodegradációval. A nitrogén és foszfor különböző formái növényi tápanyagok, melyeket a víztestek relatívan alacsony koncentrációban tartalmazzák. Ezek eltávolítása a szennyvíztisztítás során elengedhetetlen, a víztestekbe jutás során jelentősen megnövelnék az eutrofizáció valószínűségét (Jaramillo és Restrepo 2017, Rout és társai 2021). Fontos megemlíteni, hogy amennyiben öntözési célra kívánjuk felhasználni a kezelt szennyvizet, a nitrogén és a foszfor nem feltétlenül jelent problémát, sőt, számos előnye lehet, többek között ki lehet váltani a műtrágyát (Condom és társai 2012). A másodlagos tisztítás során olyan mikroszennyezők is részben, vagy teljesen lebomlanak a metabolizmus és kometabolizmus (nem a tápanyagnyerés céljából végzett lebontás) során, mint a gyógyszerek és kozmetikai termékek (Pharmaceuticals and Personal Care Products-PPCP), az endokrin rendszert károsító anyagok (Endocrine-Disrupting Chemicals-EDC), és a felületaktív anyagok (Knisz 2020). Egy 2018-as kutatásban vizsgált három, klinikailag jelentős ARG felhalmozódott a keletkezett szennyvíziszapban, viszont az elfolyó, tisztított vízben csökkent a koncentrációjuk (Quach-Cu és társai 2018).

A harmadlagos tisztítási fokozat feladata, hogy a még megmaradt, vagy az első két lépésből származó patogéneket, növényi tápanyagokat és néhány kémiai szennyezőt eltávolítsa. Alkalmazhatók például membránszűrők, oxidálószeres és UV besugárzás fertőtlenítéshez. A több lépésből álló, korszerű oxidációs módszerek (AOP) különböző hatékonysággal rendelkeznek adott szennyezőkkel szemben (Knisz 2020). A patogén ciklus megállítására kiemelt jelentőségű, mivel a betegségeket okozó baktériumok, férgek, vírusok, protozoonok és gombák megtalálhatók a szennyvízzel érintkező élelmiszereken (Gupta és társai 2010). A leggyakoribb veszélyeket néhány közismert baktérium (*E. coli*, *Vibrio cholerae*, *Salmonella sp. stb.*)

jelent. Az utóbbi évtizedek talán legnagyobb egészségügyi problémája a SARS-CoV-2 koronavírus járvány kitörése volt, melynek nyomán követésére nagyszerű módszer a vírus koncentrációjának szennyvízben történő mérése. Ez alátámasztja, hogy a vírusok is bekerülnek a szennyvízbe, azzal együtt mozognak és jutnak ki a természetbe, vagy a szennyvíz újrafelhasználása esetén a felhasználás helyére (Gundy és társai 2009). A szennyezett víz miatt kialakuló betegség lehet akut (gyors lefolyás, a szennyezővel való érintkezés után), vagy krónikus (hosszú kitétség esetén). Szennyvízöntözés esetén különösen a nyersen fogyasztott zöldségekre kell kiemelt figyelmet fordítani (Gupta és társai 2010). A harmadlagos tisztításként alkalmazott szűrés és klóros fertőtlenítés nagyobb mértékben csökkenti az ARG-k koncentrációját, mint az ezt megelőző másodlagos, biológiai tisztítás (Quach-Cu és társai 2018).

A negyedleges tisztítási fokozat melynek fő célja az antropogén mikroszennyezők eltávolítása, az utóbbi évtizedben nyert nagyobb jelentőséget. E kezelés sokrétű lehet, többek között aktív szénes szűrés, kémiai kicsapás vagy oxidáció, illetve biológiai nehézfémek kötés (Knisz 2020). Az ebben a lépésben eltávolított nehézfémek súlyos negatív hatással vannak az élőlények egészségére, ideértve a rákos megbetegedéseket is. Leggyakrabban az arzén, kadmium, réz, ólom, nikkel, cink, higany és króm kerül előtérbe a toxicitást tárgyalva. A befogadóba engedett szennyvizek nehézfém-tartalma károsítja a környezetet és bekerülhet a táplálékláncba, a szennyvízöntözés pedig közvetlenül a termőföldbe juttatja ezeket. Ebből adódóan romlik a megművelt talaj minősége, és a természet zöldségeken át közvetlenül a táplálékláncba juthatnak a nehézfémek (Gupta és társai 2010).

Egy 2021-es kutatás alapján a tisztítási lépések után beiktatott hosszútávú tározóban tovább csökkent a mikroszennyezők koncentrációja, azonban néhány patogén baktérium miatt a közvetlen földfelszíni öntözés még ezután is kockázatos lehet egészségügyi szempontból (Knisz és társai 2021). A fertőtlenítés, koagulálás, AOP-k alkalmazása mind hatékony tisztítási folyamatok, két ilyen technológia egymás utáni alkalmazásával akár teljes ARG eltávolítás is elérhető (Ezeuko és társai 2021). A szennyvízkezelés fejlődésével, és mértékének növekedésével nem tartott lépést a keletkezett melléktermékek kezelése. Ilyen melléktermékek a rácscsémét, természetközeli technológiáknál a növényi maradványok, valamint a leggyakrabban alkalmazott biológiai lépéseknél a szennyvíziszap. A visszamaradt iszap veszélyessége függ az alkalmazott folyamatoktól és a nyers szennyvíz minőségétől is. Jelentős mennyiségben tartalmaz vizet, nagy biotartalom miatt tápanyagban dús, viszont feldúsulhatnak benne olyan, a környezetre és az emberekre ártalmas anyagok is, mint a nehézfémek vagy a mikroműanyagok. A szennyvíziszapot gyakran alkalmazzák mezőgazdaságban, amennyiben annak összetétele a jogszabályokban meghatározott paramétereknek megfelel. Az 50/2001. (IV.3.) Kormányrendelet alapján vizsgálni kell többek között a pH-t, a vezetőképességet, a szárazanyagot, az ionokat, a nitrogénformákat, a foszforformákat és a mikrobiológiai paramétereket is. Maximális koncentrációk vonatkoznak a fémekre, a szabad klorid-ionokra, a felületaktív anyagokra, a policik-

lusos aromás szénhidrogénekre (PAH), a poliklórozott bifenilekre (PCB), az összes ásványi szénhidrogénre (TPH) és a belféreg peteszámra, a *Salmonella sp.*, a coliform és a fekál streptococcus számra is. Ha az iszap ezeknek nem felel meg, más felhasználási vagy ártalmatlanítási módot kell választani (Karches 2020). Gyakori az energiatermelésben való felhasználás, mely módja Magyarországon főleg a biogáz termelés. Az égetés is lehetséges mód, viszont feltehetően a hasznosítható anyagok, mikroelemek és energia pazarlása miatt hazánkban ez ritka (Ligetvári és társai 2015).

## A SZENNYVÍZ ÚJRAFELHASZNÁLÁSÁNAK JOGSZABÁLYI KÖRNYEZETE

A szennyvízkezeléssel és felhasználással kapcsolatos szabályrendszerek kialakulása már több, mint egy évszázaddal ezelőtt elkezdődött. A XIX. század közepén terjedő kolera és hastífusz járványok több tízezer ember életét követelték, melyek következményeként Londonban egy 1861-es törvény mondta először ki, hogy a szennyvizet tisztítani szükséges befogadókba vezetés előtt. 1904-ben a németek hozták létre Európa első vízvédelmi szervezetét, mely többek között a folyók szennyezettségi állapotát vizsgálta. Ebben az időszakban definiálták a szennyvíz máig egyik legfontosabb paraméterét, a biodegradálható szénforrások lebontásához szükséges oxigénmennyiség mérőszámát, a biokémiai oxigénigényt (Juhász 2011).

A WHO gyakran tesz részletes ajánlásokat a vizekkel és a szennyvizekkel kapcsolatos egészségügyi problémákról. 1973-ban kiadott egy technikai jelentést, hogy segítse a szennyvizek biztonságos és racionális felhasználását, 1989-ben pedig átfogó kutatások és kockázatbecslések után frissítették az irányelveket, kiegészítve ezeket az öntözésre vonatkozó mikrobiológiai követelményekkel (Jaramillo és Restrepo 2017). A következő évtizedben is részletes ajánlásokat tettek. Egy 2017-es iránymutatásban a WHO javasolja, hogy a szennyvízkezelés és kibocsátás olyan helyen történjen, hogy az ne befolyásolhassa az esetleges vízkivételt. Ezen kívül felhívja a figyelmet, hogy a befogadókban előforduló patogének spektrumát jelentősen befolyásolhatja az a szelektív nyomás, mely többek között a szennyvíz újrafelhasználásából és a gyógyászati szerek alkalmazásából ered (WHO 2017).

Az Európai Unió több évtizede fontos állásfoglalásokat tesz a vízvédelemmel és a szennyvízkezeléssel kapcsolatban. Az Európai Parlament és a Tanács által kiadott kiadványok révén jól nyomon követhetők a prioritásokban és a célokban megjelenő változások; az utóbbi években egyre nagyobb jelentőséget kap a szennyvíz újrafelhasználása, az ehhez kapcsolódó helyes gyakorlatok kialakítása (2020/741 rendelet 2020, 2455/2001/EK határozata 2001).

Az 1988-as Frankfurtban tartott miniszteri szemináriumon előkerült az ökológiai minőség védelme, a Bizottságot pedig arra kérték, hogy nyújtsanak be a felszíni vizek minőségének javítására vonatkozó javaslatokat. Hasonlóképp, az 1991-es Hágában tartott miniszteri szeminárium után, 1992-ben és 1995-ben a felszín alatti vizekkel kapcsolatban kértek cselekvési programot. Ezek hatására az Európai Unió az ezredforduló kezdetén kezdte el sürgetni a közösségi fellépést a vízpolitika terén, az első részletes

dokumentum a vízszennyezés elleni stratégiákat meghatározó 2000/60/EK irányelv (2000), azaz az EU Víz Keret-irányelve. Ezen irányelv elején megfogalmazzák, hogy a víz nem csupán kereskedelmi termék, hanem örökség, amit ennek megfelelően kell kezelni, és védeni. Az irányelv kijelenti, hogy szükség van egy integrált, közösségi vízpolitika kialakítására, mely a szoros együttműködésen kívül figyelembe veszi a Közösségen belüli különböző adottságokat és szükségleteket, és jól illeszkedik az olyan egyéb politikákhoz, mint a mezőgazdasági, halászati, és az energiapolitika. Célként tűzi ki a felszíni vizek, az átmeneti vizek, a parti tengervizek és a felszín alatti vizek hosszútávú védelmét, ezen ökoszisztémák romlásának megelőzését, valamint a fenntartható, méltányos és kiegyensúlyozott vízhasználathoz elegendő víz biztosítását. Előírja a vizek állapotának megfigyelését, a különböző szennyező források szabályozását, és gazdasági elemzések elvégzését. A tagállamoknak biztosítani kell, hogy az árpolitika készítményt biztosítson a vízhasználók számára a hatékonyabb felhasználáshoz. Az intézkedési programok tartalmazhatják a hatékonyságjavító és a víz újra használatát elősegítő megoldásokat. Az irányelv előír továbbá olyan felszíni és felszín alatti vízszennyezés elleni stratégiákat, mint a jelentős kockázattal bíró szennyezőanyag-csoportok csökkentése, kibocsátások megszüntetése, valamint a vizekre kockázatot jelentő, úgynevezett elsőbbségi anyagokat felsoroló lista elkészítése. Mellékleteiben a fő szennyezők közül kiemeli a karcinogén készítményeket és a bomlástermékeket, a szerves halogénvegyületeket, a biocid anyagokat, az eutrofizációt elősegítő anyagokat, az oxigénháztartásra kedvezőtlen hatású anyagokat, a fémeket és vegyületeiket, valamint a cianidokat. A vízpolitika területén elsőbbséginek minősülő anyagok jegyzékében megtalálható 45 anyag és anyagcsoport, köztük például a benzol, naftalin, több klórozott szénhidrogén, valamint ólom, higany és ezek vegyületei (2000/60/EK irányelve 2000). Az elsőbbséginek minősülő anyagok listáját folyamatosan felülvizsgálják és frissítik, a 2455/2001/EK határozata (2001) 33 tagú listát tartalmaz, a közel egy évtizeddel későbbi 2009/90/EK bizottsági irányelv (2000) minimális teljesítmény-kritériumokat határoz meg a szennyezők monitorozásához. A néhány évvel később kiadott 2013/39/EU irányelv (2013) több változást is tartalmaz, az így 45 tagú listában szerepelnek többek között dioxinok és a DDT. Az elsőbbségi anyagokra és néhány további szennyezőre különböző víztestekben környezetminőségi előírást is tartalmaz az irányelv, éves átlagértékek és maximálisan megengedett koncentrációk formájában. Ez az irányelv fontos pontként emeli ki a felszíni vizek kémiai szennyezéséből adódó akut és krónikus toxicitást, a szennyező anyagok felhalmozódását, a biológiai sokféleség csökkenését, és nem utolsósorban részletesen tárgyalja a szennyvízkezelés nehézségeit, és költségeit. A szennyvízkezelés jelentős költségekkel járhat, ezért ösztönözni kell a költség-hatékonyabb technológiák kidolgozását. Megemlíti a perzisztens, a bioakkumulatív és a toxikus anyagokat (PBT) is, melyek kibocsátásának csökkentése vagy megszüntetése után is évtizedekig kockázatot jelentő szinten maradhatnak fenn és juthatnak el nagy távolságokra. A 2013/39/EU Irányelv (2013) és a 2008/105/EK Irányelv (2008) előkészíti egy eredetileg legfeljebb 10 anyagot

vagy anyagcsoportot tartalmazó megfigyelési lista felállítását, mely anyagok a rendelkezésre álló információk alapján a vízi környezetre és az EU-ra kockázatot jelentenek, és egyben nem áll róluk rendelkezésre elegendő monitoring adat. Az első listára a diklofenákot, az antibiotikumokat és néhány hormont vettek fel, a listát két évente naprakésszé kell tenni (2000/60/EK irányelv 2000, 2008/105/EK Irányelv 2008, 2013/39/EU Irányelv 2013). Az első listát a Bizottság 2015/495 végrehajtási határozata (2015) rögzíti, monitoringmátrix és elemzési módszerek feltüntetésével, legnagyobb elfogadható kimutatási határok megjelölésével. A Bizottság 2018/840 végrehajtási határozata (2018) frissítette a listát. Ezen a listán mindössze 8 anyag szerepel, a 2008/105/EK Irányelv (2008) értelmében töröltek 5 olyan anyagot, melyekre a kockázatelemzés monitoring nélkül is elvégezhető, valamint 3 új anyagot hozzáadtak. Ez a határozat kiemeli a környezetbe kerülő gyógyszerek okozta antimikrobiális rezisztenciát, és hivatkozik az erre vonatkozó európai cselekvési tervre (2018/840 végrehajtási határozat 2018). A 2020/1161 végrehajtási határozat (2020) idején lejárt az első és második listán lévő több anyag előírt monitoring-ideje, így jelentős változás történt. A harmadik, 9 tagú lista több különböző csoportból származó antibiotikumot is tartalmaz, így az amoxicillint, ciprofloxacint, szulfametoxazolt, és trimetoprimet is. Jelenleg a 2022/1307 végrehajtási határozat (2022) tartalmazza az újabb frissítéseket követő legfrissebb listát. A megfigyelési lista célja, hogy a listán töltött idő alatt a veszélyes anyagokról elegendő információ gyűljön össze a további lépések megállapításához, például határértékek felállításához, vagy kockázatbecslések elkészítéséhez.

A 91/271/EGK irányelv (1991) előírja, hogy a kezelt szennyvizet újra fel kell használni, amennyiben lehetséges. A 2020/741 rendelet (2020) rögzíti a víz újrafelhasználá-

sára vonatkozó minimumkövetelményeket és a kockázatkezelési rendelkezéseket, célja a visszanyert víz biztonságos, mezőgazdasági öntözéses felhasználásának elősegítése. A vízkészletekre nehezedő éghajlati, valamint mezőgazdasági és városfejlesztési nyomásokra az Unió többek között a szennyvíz víztestekbe történő bevezetése okozta hatások csökkentésével és a szennyvíz többszörös felhasználásával reagálna. Az Unióban korlátozott mértékben történik a megfelelően kezelt szennyvíz újrafelhasználása annak ellenére, hogy ez egy környezetkímélő megoldás. Erre a magas költségeket és a pénzügyi ösztönzés hiányát, az előírások elégtelenségét, valamint a kockázatokat említi indokként, pedig jelentős előnyökkel járna: a visszanyert vízből származó tápanyag kinyerés előmozdíthatja a körforgásos gazdaságot, csökkentené a műtrágyák iránti igényt. Erdészeti területen való öntözéses felhasználás esetén a nitrogén, foszfor, kálium, és további tápanyagok visszakerülhetnek a természetes biogeokémiai ciklusokba. A mezőgazdaságban az élelmiszer-higiéniai előírások csak akkor teljesíthetők, ha a tagállamok között nincs jelentős különbség a minőségi követelményekben, a visszanyert víz előállítása engedély-köteles kell hogy legyen, ennek rendszeres felülvizsgálata szükséges. Megfogalmaz olyan nem-műszaki vonatkozású előírásokat is, melyek szerint a végfelhasználókat széleskörűen tájékoztatni kell mind a visszanyert víz tápanyagtartalmáról, képzésben kell részesíteni őket az újrafelhasználásról, a biztonságos gyakorlatok alkalmazásával erősíteni a nyilvánosság eziránti bizalmát, és figyelemfelkeltő kampányokat kell folytatni. Az irányelv a visszanyert vizet 4 minőségi osztályra bontja (1. táblázat), pontosan definiálja a szükséges tisztítási lépéseket, minőségi követelményeket (2. táblázat) és ezek ellenőrzésének gyakoriságát, valamint a lehetséges felhasználási területeket (2020/741 rendelet 2020).

1. táblázat. A visszanyert víz minőségi osztályai és az engedélyezett mezőgazdasági felhasználási módok (2020/741 rendelet 2020)  
Table 1. Quality classes of reclaimed water and permitted agricultural uses (2020/741 Order 2020)

VISSZANYERT VÍZ MINŐSÉGI OSZTÁLYA	TERMÉNYKATEGÓRIA	ÖNTÖZÉSI MÓDSZER
A	Valamennyi nyersen fogyasztandó élelmezési célú termék, amelyek ehető része közvetlen kapcsolatba kerül a visszanyert vízzel, valamint a nyersen fogyasztandó gyökérművények	Valamennyi öntözési módszer
B	Nyersen fogyasztandó élelmezési célú termények, amelyek ehető része a föld felett terem, és nem kerül közvetlen kapcsolatba a visszanyert vízzel, feldolgozandó élelmezési célú termények és nem élelmezési célú termények, beleértve a tej- vagy hústermelő állatok takarmányozására használt terményeket is	Csepegtető öntözés vagy egyéb olyan öntözési mód, amely nem eredményezi a termék ehető részének a visszanyert vízzel való közvetlen kapcsolatba kerülését
C	Nyersen fogyasztandó élelmezési célú termények, amelyek ehető része a föld felett terem, és nem kerül közvetlen kapcsolatba a visszanyert vízzel, feldolgozandó élelmezési célú termények és nem élelmezési célú termények, beleértve a tej- vagy hústermelő állatok takarmányozására használt terményeket is	Valamennyi öntözési módszer
D	Ipari növények, energianövények, vetőmagkultúrák	Valamennyi öntözési módszer

2. táblázat. A visszanyert víz minőségére vonatkozó követelmények mezőgazdasági öntözés esetében (2020/741 rendelet 2020)

Table 2. Reclaimed water quality requirements for agricultural irrigation (2020/741 Order 2020).

VISSZANYERT VÍZ MINŐSÉGI OSZTÁLYA	TÁJÉKOZTÓ JELLEGŰ TECHNOLÓGIAI CÉLKITŰZÉS	MINŐSÉGI KÖVETELMÉNYEK				
		<i>E. COLI</i> (EGYED/100 ml)	BOI <sub>5</sub> (mg/l)	ÖSSZES LEBEGŐANYAG (mg/l)	ZAVAROSÁG (NTU)	EGYÉB
A	Másodlagos kezelés és fertőtlenítés	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5	<i>Legionella</i> spp.: < 1 000 CFU/l, amennyiben fennáll az aeroszolizáció veszélye
B	Másodlagos kezelés és fertőtlenítés	≤ 100	A 91/271/E GK irányelvvel összhangban: 25	A 91/271/EGK irányelvvel összhangban: 25	-	
C	Másodlagos kezelés és fertőtlenítés	≤ 1 000			-	
D	Másodlagos kezelés és fertőtlenítés	≤ 10 000			-	Bélrendszeri fonalféreg (bélféregpeték): ≤ 1 pete/l, legelők vagy takarmány-növények öntözésénél

Az antimikrobiális rezisztencia határokon átnyúló, sürgető kérdés, mellyel globális szinten kell foglalkozni. Az Unió 2001-ben felismerte ezt, a Bizottság 2001/0333 közleménye (COM(2001)0333) így szükségessé teszi egy közösségi stratégia elfogadását az emberi egészség védelme érdekében. E dokumentum a monitoringra és a szabályozásra koncentrál, még nem esik szó a szennyvizekről. A Bizottság egy évtizeddel később kiadta a 2011-2016-os cselekvési tervet a tagállamok közti fellépés előmozdítására [COM (2011) 748 2011], amit a 2017-es, antimikrobiális rezisztencia leküzdésére szolgáló cselekvési terv követett (European Commission 2017). Azóta is több kezdeményezés történt a témában az EU részéről a kutatás, a fejlesztés és az innováció terén. Ilyenek a szennyezőanyag-mentességi cselekvési terv [COM (2021) 400 final 2021] és az uniós gyógyszerstratégia [SWD(2020) 286 final 2020], valamint a 2022/0345, települési szennyvíz kezeléséről szóló irányelv felülvizsgálatára irányuló bizottsági ajánlás [COM(2022)541]. Utóbbi ajánlásban a 100 000 LE feletti agglomerációk szennyvíztisztítóinak befolyó és elfolyó szennyvizénél köteleznék az antimikrobiális rezisztencia vizsgálatát.

A 2023/0125 ajánlás [COM (2023) 191 2023] részletes ismertetőt ad az antimikrobiális rezisztencia problémájáról. Ez az ajánlás kijelenti, hogy az antibiotikum-rezisztens gének és organizmusok potenciális környezetbe jutási pontjai a szennyvíztisztítók. A szennyvíziszap mezőgazdasági felhasználása tovább növelheti a rezisztenciát a környezetben, így tovább szennyezi az élelmiszerláncot. Hangsúlyozzák, hogy jelenleg nem áll rendelkezésre elegendő adat a pontos kockázatbecslésre, de körültekintő gyakorlatra van szükség a szennyvíziszap felhasználása során. Az antimikrobiális szerek felhasználásának csökkentése, optimalizálása még mindig nem megoldott [COM (2023) 191 2023].

A 27/2005 KvVM rendelet határoz a szennyvízkibocsátás önellenőrzésének és helyszíni ellenőrzésének részletes szabályairól. A 28/2004 KvVM rendelet pedig előírja a vizsgálandó anyagokat (például dikromátos oxigénfogyasztás, biokémiai oxigénigény, össznitrogén, pH, lebegőanyag, coliform szám, fémek, peszticidek), azok vizsgálati módszereit és alsó mérőhatárokat a szennyvíztisztító telepekre, kislétesítményekre és a természetközeli szennyvíztisztításra. A szennyvíz minőségére vonatkozó követelményeket is ismerteti felszíni, és a felszín alatti vizekbe való vezetés esetére is. Előírja a kötelező időszakos fertőtlenítést és rendelkezik a szennyvíziszap kezeléséről.

A 30/2008. (XII. 31.) KvVM rendelet, valamint a 2011. évi CCIX. törvény rendelkeznek a vízhasznosítás és a szennyvízkezelés műszaki szabályairól, megjelennek az egyedi szennyvízkezelő létesítményre vonatkozó rendelkezések is. Többek között előírják, hogy ilyen csak abban az esetben lehet létesíteni, ha a tisztított szennyvíz szennyezőanyag-tartalma nem haladja meg a mellékletben foglalt értékeket (dikromátos oxigénfogyás, ammónia-nitrogén, össznitrogén), valamint, hogy a magas talajvízállású és érzékeny területeken csak denitrifikációt is megvalósító berendezést lehet telepíteni. Kitér a szennyvízöntözés és szikkasztás műszaki szabályaira is.

A 147/2010 (IV. 29.) Kormány rendelet részletesen foglalkozik a szennyvízhasznosítással. Előírja, hogy a természetközeli megoldásokat kell előnyben részesíteni, és minden esetben meg kell vizsgálni a tisztított szennyvíz hasznosítási lehetőségeit, a szennyvíziszapot pedig mezőgazdasági, energetikai, vagy egyéb módon kell hasznosítani. A kisberendezésekkel kapcsolatban részletes szabályozást ad: a szennyvíz keletkezésével érintett ingatlan tulajdonosa köteles gondoskodni ennek tisztításáról és biztonságos elhelyezéséről. Összegyűjti a korábbi kormányrendeletek által megállapított, kisberendezés telepítéssel kapcsolatos természeti és műszaki követelményeket. Elő-

írja, hogy a tulajdonosnak kell gondoskodni a működtetés feltételeinek biztosításáról, ideértve az ellenőrzést és karbantartás elvégzését (a tulajdonos a kötelességeit átruházhatja), a működésért felelős szolgáltatónak pedig a helyszíni szemlérel, karbantartások elvégzéséről, mintavételezésről és mérések elvégzéséről kell gondoskodnia. A VII. fejezet foglalkozik a térségi vízzétosztással és mezőgazdasági hasznosítás általános előírásaival. Az előtisztítás mértékét a talajadottságok, vízvédelmi és egészségügyi követelmények, és a felhasználás technológiája határozza meg. Öntözés során pangó szennyvíz nem keletkezhet, valamint a tisztított szennyvíz nem juthat szomszédos területre, természetvédelmi területre, talajvízbe és befogadóba. Szennyvíz és települési folyékony hulladékkal történő tápanyagképzés, takarmányozás (például tavaknál) tilos [147/2010. (IV. 29.) Kormányrendelet]. Ezt a rendeletet módosítja a 2023-ban hatályba lépő 7/2023. (I. 12.) Kormányrendelet, mely a minimumkövetelmények végrehajtásához szükséges rendelkezéseket állapít meg.

### AZ ÚJRAFELHASZNÁLÁS ELŐNYEI ÉS HÁTRÁNYAI

A tiszta víz elengedhetetlen az emberiség fejlődéséhez, viszont az olcsó, könnyen elérhető vízforrások már többnyire kiaknázásra kerültek (Duong és Saphores 2015). Az urbanizáció, a klímaváltozás, a vízkészletek egyenetlen eloszlása a világ legtöbb részén érezteti a hatását. 1,6 milliárd embert érint évente legalább egy hónapnyi szárazság, így elengedhetetlen a víz jobb kihasználása. A mezőgazdaságnak van a legmagasabb vízszükséglete (Akpan és társai 2020), amely a globális felmelegedéssel és a népességnövekedéssel várhatóan még tovább emelkedik. A megoldandó problémák között jelentős eltérések lehetnek attól függően, mely területről van szó (Robinson és társai 2005), ettől függetlenül viszont nemzetközi szinten foglalkoznak a témával (Chfadi és társai 2021). Európa fejlettebb, északi részén a környezetvédelem és az ipari felhasználás a szennyvízhasznosítás fő hajtóereje, míg délebbre inkább a mezőgazdaság. Keleten és az Észak-Afrikai területeken a vízhiány teszi ezt elengedhetetlenné (Chfadi és társai 2021). Fontos megjegyezni, hogy gyakran nincs szükség folyamatos újrafelhasználásra, elég lehet adott napszakokban vagy a száraz évszakokban (Jaramillo és Restrepo 2017, Rudolph és társai 2020).

Az eddig tárgyaltak mellett különféle okok lehetnek még amiért szükséges, vagy megéri az újrafelhasználást választani: kevesebb tiszta vízért kell fizetni, illetve a kisebb mennyiségű kibocsátott, vagy elszállítandó szennyvíz is kisebb költségekkel jár. A pénzmegtakarításhoz, vagy további bevétel eléréséhez ezen kívül adott esetben hő- vagy mechanikus energia is kinyerhető, illetve biogáz is termelhető. Összetételtől függően visszanyerhető olyan értékes komponensek, mint a fémek vagy a fehérjék. Az értékes anyagok és az energia visszanyerése technológiai szempontból hatékonyabb az iparban, mint a változó összetételű szennyvízzel dolgozó közműveknél, valamint a háztartásokban. Stratégiai szempontból előnyös lehet, ha egy létesítmény részben, vagy teljesen függetlenedni tud a vízszolgáltatóktól. Az újrafelhasználással javítható továbbá egy cég vagy üzem „öko-képe”, valamint teljesíthető a fenntartható fejlődésre vonatkozó előírások. Ezekből

a pénzügyi és technológiai okokból adódik, hogy a szennyvízhasznosítás fejlődése jelenleg az iparban a leggyorsabb. Namíbia fővárosában, Windhoek városában valósult meg a világon először nagyléptékben a technológiai víz újrafelhasználás céljából, a másik beruházás pedig a városi szennyvíztisztító fejlesztésére irányult, melynek kezelt vize egy külön létesítményben ivóvíz minőségűre tisztítható. Észak-Namíbia Outapi városában a korábban probléma, egészségügyi kockázatokat rejtő szennyvíztisztító tavak fejlesztésével takarmánynövények öntözésére alkalmas minőségű vizet nyernek. Az ipari területeken belül megvalósított „zárt-körű” víz-újrafelhasználás is egyre gyakoribb, mely a helyi vízbázisokat is védi és az ipar szempontjából is előnyös (Rudolph és társai 2020).

### Visszanyert víz lehetséges felhasználási területei

A kezelt szennyvíz széles körben felhasználható attól függően, hogy milyen szennyezőktől lett megtisztítva, illetve, hogy a felhasználási terület milyen minőséget követel meg. „Ipari” alkalmazás lehet például az építőiparban való felhasználás, az utcák tisztítása, az autómosás, a toalett-öblítés és a tűzoltás, esetleg hóolvasztás (Duong és Saphores 2015). Az iparban alkalmazható még hűtővízként, papír, műanyag és fémgyártásnál, viszont a korróziót, a rothadást, és a lerakódást ki kell küszöbölni. A nem-élelmiszer célú mezőgazdaságban használható erdők, kertek, parkok, városi zöldfelületek locsolására, és az ipari felhasználásra termesztett növények öntözésére. A háztartásban is különböző módon hasznosítható: toalettöblítésre, tisztításra és mosásra, fürdésre, kerti tavak és medencék feltöltésére. Az élelmiszer célú mezőgazdaságban alkalmazható többek között zöldek, gyümölcsöskertek, takarmánynövények öntözésére, állatok itatására, halgazdaságokban, valamint az élelmiszeriparban. A vízkészletek dúsítása és a közvetlen ivóvízként való hasznosítás is egyre szélesebb körben elfogadott. Egyes kultúrák esetében a szertartásos mosdást is fontos megemlíteni, a közvetlen érintkezésből adódóan. Az ivóvízként való hasznosítás esetén fontos megkülönböztetni a direkt (a tisztított víz közvetlenül az ivóvízhálózatba kerül betáplálásra) és az indirekt (a tisztított vizet egy környezeti „pufferbe” vezetik a vízkivétel előtt) felhasználást (Duong és Saphores 2015, Chfadi és társai 2021).

### A visszanyert víz használatának előnyei és lehetséges hátrányai

A szennyvíz újrafelhasználása részben megoldást kínál a jelenkor olyan problémáira, mint a vízszennyezés és a vízhiány, ezen kívül rendkívüli előnyökkel is járhat: logikus megoldás, hogy a keletkező szennyvizet (lehetőleg a keletkezése helyén) hasznosítsuk, így ennek nem csak környezetvédelmi, de gazdasági vonzata is van. Energia takarítható meg azzal, hogy nem kell több tiszta vizet a felhasználási helyre szállítani, és az ehhez szükséges infrastruktúra is feleslegessé válik (Robinson és társai 2005, Duong és Saphores 2015, Mu'azu és társai 2020). A haszon mértékét jelentősen befolyásolja, hogy az adott területen mekkora a vízhiány (Rudolph és társai 2020), mivel a legnagyobb sikerekre a szárazabb területeken lehet számítani (Jaramillo és Restrepo 2017).

A visszanyert víz használatának talán a legnagyobb jelentősége a mezőgazdaságban van: kielégítheti az öntözési vízigényét (globális szinten az édesvíz-felhasználás 70%-a a mezőgazdaságban történik), ezáltal csökkenti az édesvízkészletek terhelését, valamint jó hatással van a környezetre és a gazdaságra. A nagyobb hozamok közelebb visznek a globális élelmiszerhiány megoldásához. Gazdasági szempontból előnyös, hogy az említett jelentős mennyiségű vizet nem kell kitermelni, így az öntözésre fordított energia akár 65%-a is megtakarítható. Az öntözés során a kezelt szennyvízben természetes módon megtalálható tápanyagok a talajba jutnak, így visszaszorítható a felhasznált vegyszerek és a műtrágyák használata, mely nem csak költségghatékony, de környezetkímélő is. A szennyvíz nagy mennyiségben tartalmazhat makroelemeket (nitrogén, foszfor és kálium), valamint mikroelemeket (kalcium, magnézium, bór, vas, mangán és cink) is, melyek igazoltan növelik a terméshozamot (Jaramillo és Restrepo 2017). Ezen kívül így megakadályozható a makro- és mikroelemek közvetlen víztestekbe jutása, így kialakul egy zárt, környezetbarát tápanyag-körforgás, nem romlik a víztestek minősége és csökkenthető az eutrofizáció kockázata. A szennyvíz felhasználásából adódó pénzügyi előnyök nagyban motiválhatják új szennyvíztisztítók telepítését és a meglévők fejlesztését is (Jaramillo és Restrepo 2017). Fontos megjegyezni, hogy amennyiben a kezelt szennyvizet célzottan a makroelemek jelenléte miatt kívánjuk öntözésre alkalmazni, akkor a kezelésből érdemes lehet kihagyni azokat a lépéseket, melyek célja ezek eltávolítása (például kémiai foszforeltávolítás, polifoszfát-akkumuláló baktériumok). Ilyen esetben az említett lépések kifejezetten hátrányosak a szennyvíz újrafelhasználása szempontjából, a teljes folyamatot tekintve akár magasabb összköltséget is jelenthet. Természetesen a technológiai sort megváltoztatni csak akkor érdemes, ha ez nem befolyásolja a kezelt szennyvíz többi minőségi paraméterét.

A visszanyert víz felelős és körültekintő felhasználásából adódó előnyök mellett számolni kell néhány nehézséggel is, amennyiben az újrafelhasználás helytelenül, nem az előírásoknak megfelelően történik. A kezelt szennyvízzel való direkt és indirekt érintkezés is számos egészségügyi kockázatot jelenthet, a korábbi fejezetekben már említett kémiai és biológiai szennyezők jelenléte miatt. Fontos kiemelni azonban, hogy a szennyezők jelenléte és mennyisége több faktortól is függ, főleg attól, milyen folyamatból származik a szennyvíz, de a közösségek szociogazdasági helyzetétől is. A vírusok, protozoonok és férgek koncentrációja a szennyvízben 10-szer, akár 1000-szer magasabb lehet a fejlődő országokban, mint a fejlett országok esetén. A mikrobiális eredetű megbetegedések, főleg a fejlődő országokban hozzájárulnak a halálozási arány növekedéséhez (Jaramillo és Restrepo 2017). Ebből adódóan minden alkalmazási területen egyedi, részletes kockázatelemzésre lehet szükség.

Az öntözés és a trágyázás bizonyított előnyei mellett az esetleges hátrányokra is ügyelni kell: a talaj fizikokémiai paraméterei (pH, szerves anyag mennyiség, tápanyagok, sók stb.) is megváltozhatnak. Háztartási szennyvízzel való öntözés során megnövekedhet a szerves szénformák és a nitrogén mennyisége a talajban, növelve a szerves anyag

tartalmát. A szerves anyagok mennyisége a talajszemcsék létrejöttén és stabilitásán keresztül kihat a talaj vízmegtartó képességére is. Friss kutatások alapján a mikrobák mennyisége és aktivitása, valamint a mikrobiális összetétel is megváltozhat a tápanyagok függvényében. Mindezek következtében a talaj veszíthet termékenységéből. Nehézfémetek és egyéb toxikus anyagok átszivároghatnak a talajon, erősen ingadozhat a pH, valamint felhalmozódhat a nátrium a talajban, hátrányosan befolyásolva a szemcsé-képződést. Az ARG-k és ARB-k öntözés útján szintén közvetlenül eljuthatnak a fogyasztókhoz (Jaramillo és Restrepo 2017).

A kémiai kockázatok rendkívül széleskörűek, többek között a szénhidrogének (dioxinok, PCB-k), és peszticidek jelentenek problémát. Ezekon kívül az újonnan megjelenő szennyezőanyagok is veszélyesek lehetnek, mivel biológiai aktivitással bírnak adott élő szervezetekben, fiziko-kémiai tulajdonságaikból adódóan pedig esetenként nehezen bonthatók, bioakkumulálódhatnak. Ide tartoznak a fájdalomcsillapítók (diklofenák, szalicilsav), a vérnyomáscsökkentők, az antibiotikumok, és az utóbbi időkben egyre nagyobb aggodalomra okot adó, az endokrin rendszert károsító anyagok (Knisz 2020).

#### Az újrafelhasználás megvalósításának nehézségei

Ahhoz, hogy a szennyvíz újrafelhasználás környezetvédelmi és gazdasági szempontból is sikeres legyen, ügyelni kell arra, hogy a kitűzött cél szem előtt tartása mellett a felhasználás logikusan és megfontolt módon, ne pedig kényszeresen történjen. Megfelelő indok és értékelés szükséges ennek biztosításához, a kérdésre, hogy megéri-e az újrafelhasználás, a válasz nem lehet egyszerű „igen” vagy „nem”. Ahol nincs vízhiány, hosszútávon célravezetőbb lehet inkább erőforrásokat megtakarítani (vegyszerek, energia, pénz, emberi erőforrások) az újrahaznosítás helyett (Rudolph és társai 2020).

Az újrahaznosítás gyakorlati megvalósítását első körben az nehezíti, hogy sok területen még a szennyvíztisztítás sem megoldott. Európában, országtól függően a lakosság 20-30%-a él 2000 főnél kevesebb lakosú településeken. Az EU 2022-ig ezt a népességet tekintette egy válaszpontnak. A települési szennyvíz kezeléséről szóló irányelv felülvizsgálatára az Európai Bizottság 2022. október 26-án javaslatot nyújtott be [COM(2022) 541 2022], melyben az 1000 főt meghaladó településekre is javasolja az irányelv kiterjesztését. Közép- és Kelet-Európában 2014-ben ezen települések csupán 9%-a csatlakozott központi szennyvíztisztító telepekhez (Capodaglio 2017, Istenic és társai 2015).

A decentralizált rendszerek terjedése ellenére (Libralato és társai 2012), az emberi tevékenységekből származó szennyvíz több mint 80%-a elégséges tisztítás nélkül kerül a befogadóba (Capodaglio 2017). A városi szennyvíztisztító telepek az elsődleges forrásai az újonnan megjelenő szennyezőanyagoknak, mivel az általános technológiák nem képesek teljes mértékben eltávolítani ezeket, így például szennyvízöntözés vagy trágyázás során ugyanúgy a környezetbe kerülhetnek, mintha a tisztított szennyvíz közvetlenül a befogadó víztestbe kerülne (Jaramillo és Restrepo 2017).

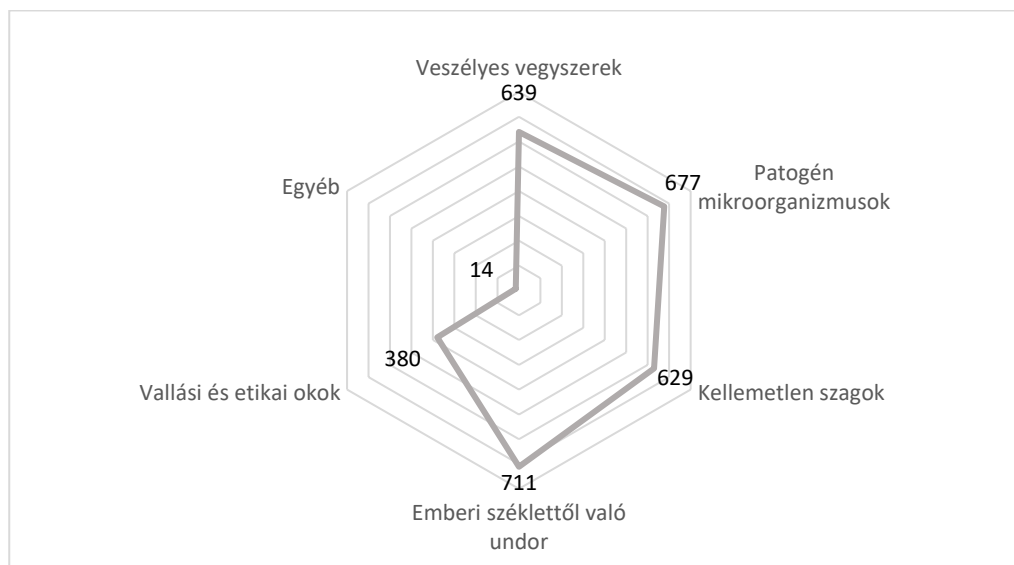
A centralizált szennyvíztisztítókhoz nem csatlakozó területrészek és kistelepülések szennyvízkezelésének megoldására alkalmazhatók az egyre népszerűbb decentralizált rendszerek (Prado és társai 2020). Ezek teljesítménye azonban erősen változó, függ az alkalmazott technológiáktól és a karbantartás mértékétől (Moelants és társai 2008, Reymond és társai 2020), így a kezelt víz felhasználása behatároltabb lehet a kockázatok csökkentésének érdekében. Hiába a kormányzati vagy önkormányzati beruházás, a karbantartás hiánya rossz hatékonyságot, vagy akár teljes működésképtelenséget eredményezhetnek (Moelants és társai 2008, Reymond és társai 2020).

A szennyvízkezelés volumene általában nagy hatással van a fajlagos költségekre. A nagyobb léptékű kezelés általában pénzügyileg kevésbé megterhelő hosszú távú alkalmazás során, de csak akkor, ha nincs kihasználatlan kapacitás. Ellenkező esetben az alacsony energiabefektetést igénylő rendszerek (például a szürkevíz-feketevíz szétválasztást is alkalmazó rendszerek) olcsóbban működhetnek (Roefs és társai 2017). A szennyvíz újrafelhasználása esetében általában modern, összetett, több lépéses tisztítórendszerek szükségesek, ám a beruházási költségek jelentősek lehetnek (Roefs és társai 2017, Rudolph és társai 2020). Egy, az Indiában kivitelezett ZLD projekt, bár nem

enged kezelte szennyvizet a környezetbe, olyan jelentős többletköltségekkel jár, melyeket nem ellensúlyoznak az elért előnyök (Rudolph és társai 2020).

### A lakosság hozzáállása

Azokon a helyeken, ahol mind a technológiai, mind a pénzügyi háttér megfelelő az újrahasznosítás megvalósításához, valamint bizonyítottak a gazdasági és környezeti előnyök, a legnagyobb probléma a szennyvíz negatív megítélése és a lakosok ellenérzése (Friedler és Lahav 2006). Alapvetően két oka lehet az idegenkedésnek, melyek egészségügyi és pszichés okokra vezetnek vissza. Az egyik ok a természetes aggodalom a szennyvíz által okozott megbetegedések és szennyezések miatt, annak ellenére is, hogy nem történtek bizonyított egészségügyi problémák helyes felhasználás esetén. Azonban a helytelen felhasználásból eredő problémákra van példa, ilyen a római salátát érintő E. coli fertőzések esete Kanadában (Coulombe és társai 2020). A másik ok inkább pszichológiai eredetű, az úgynevezett „undor faktor”, például az „egyszer már toaletten lehúzott víz” fogyasztásának ösztönös elutasítása. Ezeket jelentősen befolyásolhatja a hatóságok kommunikációja, a média, és az oktatás is. További ellenállás adódhat a vallási meggyőződésből is (Chfadi és társai 2021, Duong és Saphores 2015). A lakossági ellenállás fő okait az 1. ábra szemlélteti.



1. ábra. A lakosság ellenállásának okai a szennyvíz-újrafelhasználással szemben (Chfadi és társai 2021, szerkesztette a szerző)

Figure 1. Reasons for the population's resistance to wastewater reuse (Chfadi et al. 2021, edited by the author)

Az önkormányzatok és a döntéshozók gyakran nehezen érik el, hogy a lakosok elfogadják a szennyvíz újrafelhasználást, így akár tervezési fázisban is megbukhatnak az ilyen tervek (Adewumi és társai 2010). Az ezredforduló előtt Ausztráliában egy szavazáson elutasították a szennyvíz ivóvízként való újrahasznosítását, pedig a szükséges technológia rendelkezésre állt. Hasonlóképp a lakosság ellenállása késleltette Sydney-ben egy sóatlanító projekt megvalósulását, és San Diegoban az indirekt ivóvízként való újrahasznosítást. Az ilyen ellenállásoknak esetenként szervezett formája is kialakul, ilyenek voltak a CADS (Citizens Against Drinking Sewage – „Lakosok a szennyvíz-ivás ellen”), és a SCUD (Sydney Community United Against Desalination in Australia – „Sydney-i közösségi összefogás a sóatlanítás ellen Ausztráliában”) (Dolnicar és

társai 2010). Volt rá példa, hogy megtévesztő, vagy szenzációhajhász médiamegjelenések miatt alakult ki a közösségben olyan mértékű ellenállás, hogy akár a megfinanszírozott, megépült rendszereket sem tudták működtetni (Mu'azu és társai 2020, Robinson és társai 2005).

Az aggodalmaknak lehetnek valós és képzelte alapjuk is, ennek ellenére a döntéshozók gyakran a közösség megítélése alapján cselekszenek a tudományosan megalapozott kockázatértékelések helyett (Robinson és társai 2005).

A hozzáállás területenként eltérő lehet a különböző kultúra, éghajlat, gazdasági helyzet és a víz ára miatt. Nagy jelentősége van viszont az emberek környezettudatosságának, az általuk érzékelt vízhiánynak, vagy épp a jó vízellátottságnak is (Chfadi és társai 2021, Friedler és Lahav

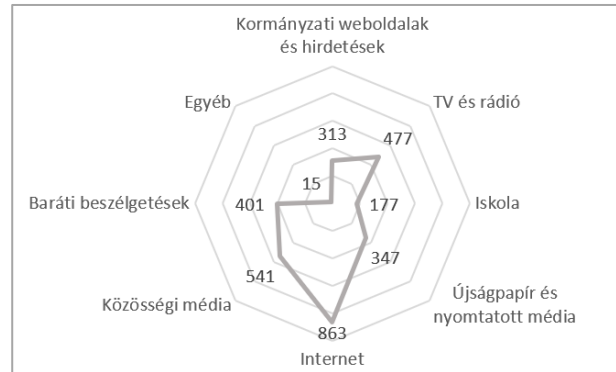
2006, Mu'azu és társai 2020). Ausztrália lakosai alapvetően elleneztek a szennyvíz újrafelhasználását annak ellenére, hogy kevesünknek volt közvetlen tapasztalata ilyen alternatív vízforrásokkal. Egy 5 évig tartó aszály, majd az azt követő szigorú szabályozások, és a jelentős médiaközvetítés hatására lettek elfogadottabbak az emberek a szennyvíz újrafelhasználása felé (Akpan és társai 2020). A megkérdezettek 94%-a állította, hogy tapasztalták a szigorításokat, és a 89%-nak emiatt változtatniuk kellett a szokásaikon. Részben emiatt, részben pedig az alaposabb informálódás hatására Ausztráliában sokkal szélesebb körben támogatják az újrafelhasználás különböző formáit (Dolnicar és Schäfer 2009).

Jelentős eltérések mutatkoznak abban, hogy az emberek mely felhasználási módot mennyire támogatják. Több tanulmány kimutatta, hogy esetenként szignifikáns különbség lehet a különböző életkorú, tájékozottságú, vallású lakosok válaszai között, de a jövedelem is befolyásoló tényező lehet (Mu'azu és társai 2020). Az alacsonyabb jövedelmű, kevésbé tanult, illetve idősebb emberek kevésbé tájékozottak a szennyvíztisztítást és felhasználást tekintve (Akpan és társai 2020). A hatóságok iránti bizalom, valamint a vízminőségről alkotott kép sem elhanyagolható (Chfadi és társai 2021). Ezen kívül, különböző országokban végzett kutatások egybehangzó eredményei alapján az emberek (függetlenül a tájékozottságtól, életkortól stb.) előnyben részesítik azokat a felhasználásokat, amikor nem kell kapcsolatba kerülniük a kezelt szennyvízzel (Chfadi és társai 2021, Mu'azu és társai 2020). Ausztráliában például a válaszadók 92%-a támogatja az „érintkezésmentes” újrafelhasználást, de csak 36%-a fogadná el ivóvízként. Egy Kínában végzett kutatás alapján az emberek több mint 70%-a támogatja a nem ivóvízként való felhasználást (Mu'azu és társai 2020).

Az Egyesült Arab Emírségekben végzett átfogó kutatás során 32 különböző felhasználási mód elfogadottságát mérték fel (Chfadi és társai 2021). Több kutatás eredményéhez hasonlóan, a legelfogadottabb újrafelhasználási módok közé tartozik a tűzoltás, az építészet és az irodai toalett-öblítés (Akpan és társai 2020, Duong és Saphores 2015, Robinson és társai 2005). Jelentős támogatása van továbbá a nem-élelmiszercélú öntözésnek, azaz a parköntözésnek. Nem meglepő módon az otthoni felhasználásokat kevésbé támogatják (az otthoni toalett-öblítést is), a legnagyobb ellenállás pedig az élelmiszercélú, és az ivóvízként való felhasználás esetében tapasztalható.

Ahhoz, hogy a közösség félelmeit el lehessen oszlatni, így nyitva utat az újrafelhasználásnak, több irányból kell megközelíteni a problémát. A projekteket teljes átláthatóság mellett kell végezni, minden információt szabadon elérhetővé kell tenni, valamint oly módon kommunikálni, hogy a nem-szakmabeliek is könnyen megértsék, egyben felkeltve az érdeklődésüket. Ezen felül, a politikusok, a szakemberek és a befektetők mellett ajánlatos bevonni a polgárokat is a döntéshozatalba (Friedler és Lahav 2006). Logikusan, több kutatás is javasolja az információterjesztést, például médiacsatornákon keresztül, vagy képzések segítségével (2. ábra). Tényszerűen kell bemutatni az egészségügyi kockázata-

tokat és eloszlatni a félreinformáltságból adódó kétségeket. Figyelemfelkeltő kampányokkal kell segíteni a szóban forgó problémák felismerését, és megerősíteni a bizalmat az újrafelhasználással kapcsolatban. Az emberek támogatását sikeres projektekkel, hatékony és korszerű technológiák kifejlesztésével, és az ezekkel elért előnyök, eredmények bemutatásával lehet a legegyszerűbben elérni (Duong és Saphores 2015, Friedler és Lahav 2006, Mu'azu és társai 2020).



2. ábra. A lakosság információs forrásai a vízzel és szennyvízzel kapcsolatban (Chfadi és társai 2021, a szerző szerkesztése)  
Figure 2. Public sources of information on water and wastewater (Chfadi et al. 2021, edited by the author)

## MAGYARORSZÁG JELENLEGI HELYZETE ÉS FEJLŐDÉSI LEHETŐSÉGEI

A szennyvíz általános újrafelhasználása Magyarországon más országokhoz képest alacsony, feltehetőleg azért, mert az ország kedvező vízellátottsága és éghajlata eddig ezt nem követelte meg, valamint jelentős a bizalmatlanság a visszanyert víz vonatkozásában (Bíró 2022). Ez nem azt jelenti, hogy az ország szakemberei nem foglalkoztak a kérdéssel. A Hidrológiai Közlönyben már az 1950-es évektől kezdve található közlemények a szennyvíz újrafelhasználásával, a zárt vízkörök kialakításával kapcsolatban. Az 1954-es első Országos Vízgazdálkodási Kereterv tartalmazza a víztakarékos technológiai eljárások kialakítását, a vízvisszaforgatást és a különböző mértékben tisztított szennyvizek újrafelhasználását (Mosonyi 2009). Ebben az időben az országban csak kazántápvízként, hűtővízként való felhasználás történt, az 1980-as években már a bőriparban és az élelmiszeriparban való újrafelhasználásról is jelentek meg tanulmányok (Toókos 1981, Vágás 1985). A fordulópontot viszont az EU csatlakozás jelentette (Janetasari és Bokányi 2022). Az Európai Unió rendeleteiben megfogalmazott célokat és fejlesztési irányokat Magyarország is folyamatosan beépíti a jogszabályokba. Ennek ellenére az országban még mindig kicsi az újrafelhasználás mértéke, továbbá szinte csak öntözésre használják a kezelt szennyvizet. 2018-ban a Magyarországon keletkezett szennyvíziszap 57,4%-át használták fel mezőgazdasági célra (Kovács és társai 2022).

Az 1970-es évektől kezdtek el kísérleti jelleggel nyárfás területeket öntözni kezelt szennyvízzel, bár ebben az időben inkább a szennyvíz elszikkasztásán volt a hangsúly, mintsem a gazdasági haszonszerzésen. Más növénykultúrák öntözése is történt, viszont valószínűleg támogatottság hiányában ez fokozatosan visszaszorult (Tóth 2018).



A Szegedi Tudományegyetem, a Miskolci Egyetem, a Szegedi Biológiai Kutatóközpont és a „TÁRS-95” Acélszerkezet és Gépgyártó Építőipari Kereskedelmi Kft. együttműködése során olyan membránszűrési technológiákat dolgoztak ki, melyek lehetővé teszik a szennyvizek hatékonyabb kezelését és a szennyvíziszap biztonságosabb mezőgazdasági felhasználását, azonban jelen tanulmány írásakor ezek még kísérleti fázisban voltak (*Alapi és társai 2022, Szerencsés és társai 2021*).

A közlemény írásának időpontjában más országokkal ellentétben még nem volt olyan közvéleménykutatás, amely a magyar emberek véleményét vizsgálta volna a szennyvíz különböző újrahasznosítási módjainak elfogadtságáról. Magyarország számára a vízbázisok nagy számából, a mezőgazdaságból és a termálvizekből adódóan rendkívül fontos a vízügy, a Magyar Hidrológiai Társaság és a Magyar Víz- és Szennyvíztechnikai Szövetség minden évben több konferenciát is szervez hallgatóknak, fiatal kutatóknak és a vizes kutatással foglalkozó szakembereknek, amely érinti az újrafelhasználást. A szakmán kívüli magyarok viszont az intézmények nyílt napjain és a Víz Világnapján tartott rendezvényein kívül nemigen találkoznak a téma fontosságával és az aktuális hírekkel és problémákkal.

Az utóbbi években olyan változások történtek, melyek jelentős hajtóerőként szolgálhatnak a szennyvíz és szennyvíziszap újrahasznosításához. Ilyenek például az extrém meteorológiai és a hidrológiai aszályok gyakoriságának növekedése, a vízfolyások öntisztulóképességének csökkenése, a vízfelhasználás és a műtrágyák jelentős drágulása (*Bíró 2022*).

A korábbi fejezetekben bemutatott Európai Uniói szabályozások, valamint a más országokban elért sikerek alapján meg lehet határozni az elérni kívánt célt és az ehhez vezető irányt. Az előrelépéshez nem elég a hajtóerő, olyan körülményeket kell teremteni, amelyek biztosítják a víztakarékosság és a széleskörű újrafelhasználás zökkenőmentes, biztonságos, hosszútávú megvalósítását.

Ehhez többek között szükség van innovatív technológiai megoldások bevezetésére, a döntéshozók megfelelő tájékoztatására, pénzügyi támogatók meggyőzésére és bevonására. Nem elhanyagolható továbbá az emberek véleményének kikérése, tájékoztatni kell őket a szennyvíz és szennyvíziszap újrahasznosításának menetéről és lehetőségeiről, meg kell győzni őket ennek fontosságáról és előnyeiről. A feldolgozott kutatások alapján el kell oszlatni továbbá az emberek kétségeit és félelmeit a visszanyert vizekkel kapcsolatban, tisztázni kell a tévhiteket és könnyen érthető módon elmagyarázni, esettanulmányokkal alátámasztani az üzeneteket. Magyarország a vízellátást tekintve kiváltságos helyzetben van, így a lakosok a jó mezőgazdaság, az alacsony vízárak, valamint az elérhető, általában jó minőségű csapvíz miatt nem feltétlenül érzékelik a víztakarékosság fontosságát. Ezért kiemelten fontos a széleskörű, minden generációhoz eljutó tájékoztatás, a médián, rendezvényeken keresztül, akár az iskolákban is.

## ÖSSZEFOGLALÁS

Ez a tanulmány az utóbbi két évtizedből származó releváns szakirodalom és szabályozások áttekintésével szemléltette

a szennyvíz újrafelhasználásának előzményeit, a lehetséges újrafelhasználási módok előnyeit és hátrányait, valamint Magyarország helyzetét. Az analitikai módszerek fejlődésének köszönhetően ma már ismerjük, hogy mely szennyezők és milyen mennyiségben fordulnak elő a különböző szennyvizekben, valamint, hogy ezek milyen egészségügyi és környezeti veszélyeket rejtenek. Jelentős előrelépések történnék a szennyvíztisztítás technológiájában, ezen kívül mind a közösségek, mind a jogalkotók egyre gyakrabban foglalkoznak a felelős vízgazdálkodás és az újrafelhasználás témakörével. Ennek ellenére még a világ számos pontján történik pazarló, felelőtlen vízgazdálkodás, esetenként a szennyvíz környezetszennyező és egészségügyi kockázatokat rejtő újrafelhasználása. Magyarország pedig a jó vízellátottsága és az alacsony vízár miatt nem foglalkozik olyan intenzíven a visszanyert vízzel, mint a környező országok. A feldolgozott tanulmányok eredményei alapján a szennyvíztisztítás technológiája nagy ütemben fejlődik, így egyre több újrafelhasználási mód válik lehetővé. Fontos kiemelni azonban, hogy teljes megoldást, és a vízkészletek hosszú távú fenntartását csak a vízgazdálkodás minden területét érintő újításokkal és a víz értékének helyreállításával lehet elérni, melybe szükséges a jogalkotók, az ipari és mezőgazdasági szereplők, valamint a lakosság bevonása.

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A közleményben bemutatott kutatás a Széchenyi Terv Plusz program keretében, az RRF-2.3.1-21-2022-00008 számú projekt támogatásával valósult meg.

## IRODALOMJEGYZÉK

2011. évi CCIX. törvény a víziközmű-szolgáltatásról.

50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól.

147/2010. (IV. 29.) Kormányrendelet a vizek hasznosítását, védelmét és kártételeinek elhárítását szolgáló tevékenységekre és létesítményekre vonatkozó általános szabályokról.

7/2023. (I. 12.) Kormányrendelete a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól.

253/1997. (XII. 20.) Kormányrendelet az országos településrendezési és építési követelményekről.

28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól.

27/2005. (XII. 6.) KvVM rendelet a használt és szennyvizek kibocsátásának ellenőrzésére vonatkozó részletes szabályokról.

30/2008. (XII. 31.) KvVM rendelet a vizek hasznosítását, védelmét és kártételeinek elhárítását szolgáló tevékenységekre és létesítményekre vonatkozó műszaki szabályokról.

2020/741 rendelet (2020). Az Európai Parlament és a Tanács (EU) 2020/741 rendelete a víz újrafelhasználására vonatkozó minimumkövetelményekről.

91/271/EGK irányelv (1991). A TANÁCS IRÁNYELVE (1991. május 21.) a települési szennyvíz kezeléséről.

2013/39/EU irányelve (2013). Az Európai Parlament és a Tanács 2013/39/EU irányelve a 2000/60/EK és a 2008/105/EK irányelveknek a vízpolitika terén elsőbbségüknek minősülő anyagok tekintetében történő módosításáról.

2000/60/EK irányelve (2000). Az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK irányelve (2000. október 23.) a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról.

2015/495 végrehajtási határozat (2015). A bizottság (EU) 2015/495 végrehajtási határozata a 2008/105/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv alapján a vízpolitika keretében uniós szintű monitoring alá helyezendő anyagok megfigyelési listájának összeállításáról.

2018/840 végrehajtási határozat (2018). A Bizottság (EU) 2018/840 végrehajtási határozata (2018. június 5.) a vízpolitika területén uniós szintű monitoring alá helyezendő anyagok megfigyelési listájának a 2008/105/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv alapján történő összeállításáról és az (EU) 2015/495 bizottsági végrehajtási határozat hatályon kívül helyezéséről.

2020/1161 végrehajtási határozat (2020). A bizottság (EU) 2020/1161 végrehajtási határozata a vízpolitika területén uniós szintű monitoring alá helyezendő anyagok megfigyelési listájának a 2008/105/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv alapján történő összeállításáról.

2022/1307 végrehajtási határozat (2022). A Bizottság (EU) 2022/1307 végrehajtási határozata (2022. július 22.) a vízpolitika területén uniós szintű monitoring alá helyezendő anyagok megfigyelési listájának a 2008/105/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv alapján történő összeállításáról.

COM(2001) 0333 (2001). A Bizottság „Közösségi stratégia az antimikrobiális rezisztenciával szemben” című, 2001. június 20-i közleménye.

COM (2011)748 (2011). Action plan against the rising threats from Antimicrobial Resistance.

COM (2021) 400 final (2021). COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS Pathway to a Healthy Planet for All EU Action Plan: 'Towards Zero Pollution for Air, Water and Soil'.

COM(2022) 541 (2022). Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL concerning urban wastewater treatment (recast).

COM/2023/ 191 final (2023). A Tanács Ajánlása az antimikrobiális rezisztencia elleni küzdelmet célzó uniós fellépésnek az „Egy az egészség” koncepció keretében történő fokozásáról. (2023). <https://eu-jamrai.eu/wp->

2455/2001/EK határozat (2001). Az Európai Parlament és a Tanács 2455/2001/EK határozata (2001. november 20.) a vízpolitika területén az elsőbbségi anyagok jegyzékének megállapításáról és a 2000/60/EK irányelv módosításáról.

2008/105/EK Irányelv (2008). Az Európai Parlament és a Tanács 2008/105/EK irányelve (2008. december 16.) a vízpolitika területén a környezetminőségi előírásokról, a 82/176/EGK, a 83/513/EGK, a 84/156/EGK, a 84/491/EGK és a 86/280/EGK tanácsi irányelv módosításáról és azt követő hatályon kívül helyezéséről, valamint a 2000/60/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv módosításáról.

2009/90/EK Irányelv (2000). A vizek állapotának kémiai elemzésére és figyelemmel kísérésére vonatkozó műszaki előírásoknak a 2000/60/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv szerinti megállapításáról.

2020/1161 végrehajtási határozat (2020). A Bizottság (EU) 2020/1161 végrehajtási határozata (2020. augusztus 4.) a vízpolitika területén uniós szintű monitoring alá helyezendő anyagok megfigyelési listájának a 2008/105/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv alapján történő összeállításáról.

SWD(2020) 286 final (2020). A bizottság közleménye az európai parlamentnek, a tanácsnak, az európai gazdasági és szociális bizottságnak és a régiók bizottságának, Európai gyógyszerstratégia.

Adewumi, J.R., Ilemobade, A.A., Van Zyl, J.E. (2010). Treated wastewater reuse in South Africa: Overview, potential and challenges. Resources, Conservation and Recycling, 55(2), pp. 221-231. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.09.012>

Akpan, V.E., Omole, D.O., Bassey, D.E. (2020). Assessing the public perceptions of treated wastewater reuse: opportunities and implications for urban communities in developing countries. Heliyon, 6(10). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05246>

Alapi, T., Berkecz, R., Ilisz, I. (2022). Proceedings of the 28th International symposium on analytical and environmental problems. University.

Bíró T. (2022). Az európai szennyvízöntözési jó gyakorlat. Szennyvizek öntözési célú hasznosítása konferencia. Baja, 2022, november 16.

Capodaglio, A.G. (2017). Integrated, decentralized wastewater management for resource recovery in rural and peri-urban areas. In Resources (Köt. 6, Szám 2). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/resources6020022>

Chfadi, T., Gheblawi, M., Thaha, R. (2021). Public acceptance of wastewater reuse: New evidence from factor and regression analyses. Water (Switzerland), 13(10). <https://doi.org/10.3390/w13101391>

Condom, N., Lefebvre, M., Vandome, L. (2012). Treated wastewater reuse in the Mediterranean: lessons learned and tools for project development. Plan Bleu, Valbonne.

Coulombe, G., Catford, A., Martinez-Perez, A., Buenaventura, E. (2020). Outbreaks of escherichia coli O157:H7 infections linked to Romaine Lettuce in Canada from 2008 to 2018: An analysis of food safety context. In Journal of Food Protection International Association for Food Protection. Vol. 83, Issue 8, pp. 1444-1462. <https://doi.org/10.4315/JFP-20-029>

- Crini, G., Lichtfouse, E. (2019).* Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. In *Environmental Chemistry Letters* Springer Verlag. (Vol. 17, Issue pp. 145-155). <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0785-9>
- Dimane, F., El Hammoudani, Y. (2021).* Assessment of quality and potential reuse of wastewater treated with conventional activated sludge. *Materials Today: Proceedings*, 45, pp. 7742-7746. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.03.428>
- Dolnicar, S., Hurlimann, A., Nghiem, L.D. (2010).* The effect of information on public acceptance-The case of water from alternative sources. *Journal of Environmental Management*, 91(6), pp. 1288-1293. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.02.003>
- Dolnicar, S., Schäfer, A.I. (2009).* Desalinated versus recycled water: Public perceptions and profiles of the accepters. *Journal of Environmental Management*, 90(2), pp. 888-900. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.02.003>
- Duong, K., Saphores, J.D.M. (2015).* Obstacles to wastewater reuse: an overview. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(3), pp. 199-214. <https://doi.org/10.1002/WAT2.1074>
- Ezeuko, A.S., Ojemaye, M.O., Okoh, O.O., Okoh, A.I. (2021).* Technological advancement for eliminating antibiotic resistance genes from wastewater: A review of their mechanisms and progress. In *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Elsevier Ltd. Vol. 9. issue 5. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106183>
- Faragò, M., Damgaard, A., Madsen, J.A., Andersen, J.K., Thornberg, D., Andersen, M.H., Rygaard, M. (2021).* From wastewater treatment to water resource recovery: Environmental and economic impacts of full-scale implementation. *Water Research*, 204. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117554>
- Fit4Reuse (2023).* <https://fit4reuse.org/about/fit4reuse-objectives/>
- Friedler, E., Lahav, O. (2006).* Centralised urban wastewater reuse: What is the public attitude? *Water Science and Technology*, 54(6-7), pp. 423-430. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.605>
- Gao, M., Zhang, L., Florentino, A.P., Liu, Y. (2019).* Performance of anaerobic treatment of blackwater collected from different toilet flushing systems: Can we achieve both energy recovery and water conservation? *Journal of Hazardous Materials*, 365, pp. 44-52. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.10.055>
- Gomez-Valero, L., Buchrieser, C. (2019).* Intracellular parasitism, the driving force of evolution of *Legionella pneumophila* and the genus *Legionella*. In *Genes and Immunity*, Vol. 20, Issue 5, pp. 394-402). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/s41435-019-0074-z>
- Gudda, F.O., Waigi, M.G., Odinga, E.S., Yang, B., Carter, L., Gao, Y. (2020).* Antibiotic-contaminated wastewater irrigated vegetables pose resistance selection risks to the gut microbiome. In *Environmental Pollution*, Vol. 264. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114752>
- Gundy, P.M., Gerba, C.P., Pepper, I.L. (2009).* Survival of Coronaviruses in Water and Wastewater. *Food and Environmental Virology*, 1(1), pp. 10-14. <https://doi.org/10.1007/s12560-008-9001-6>
- Gupta, N., Khan, D.K., Santra, S.C. (2010).* Determination of public health hazard potential of wastewater reuse in crop production. *World Review of Science, Technology and Sustainable Development*, 7(4), pp. 328-340. <https://doi.org/10.1504/WRSTSD.2010.032741>
- Hutinel, M., Larsson, D.G.J., Flach, C.F. (2022).* Antibiotic resistance genes of emerging concern in municipal and hospital wastewater from a major Swedish city. *Science of the Total Environment*, 812. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151433>
- Istencic, D., Bodik, I., Bulc, T. (2015).* Status of decentralised wastewater treatment systems and barriers for implementation of nature-based systems in central and eastern Europe. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(17), pp. 12879-12884. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3747-1>
- Janetasari, S.A., Bokányi, L. (2022).* Challenges on creation of sustainable municipal waste and wastewater management in Indonesia using experience of Hungary. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1017(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1017/1/012028>
- Jaramillo, M.F., Restrepo, I. (2017).* Wastewater reuse in agriculture: A review about its limitations and benefits. In *Sustainability (Switzerland)*. MDPI. Vol. 9. Issue 10. <https://doi.org/10.3390/su9101734>
- Juhász E. (2011).* A szennyvíztisztítás története (E. Juhász, Szerk.). Magyar Víziközmű Szövetség.
- Karches T. (2020).* Kis kapacitású szennyvíztisztító létesítmények (T. Karches, Szerk.), Ludovika Kiadó.
- Knisz J. (szerk.) (2020).* Szerves mikroszennyezők a vizekben, Ludovika Kiadó.
- Kovács, R., Wang, C.T, Nagy, V. (2022).* Marginal note on wastewater recycling margins from the perspective of simultanism of sustainability and technological development. *Columella: Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 9(2), 135-143. <https://doi.org/10.18380/szie.colum.2022.9.2.135>
- Knisz, J., Shetty, P., Wirth, R., Maróti, G., Karches, T., Dalkó, I., Bálint, M., Vadkerti, E., Bíró, T. (2021).* Genome-level insights into the operation of an on-site biological wastewater treatment unit reveal the importance of storage time. *Science of the Total Environment*, 766. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144425>
- Libralato, G., Volpi Ghirardini, A., Avezzi, F. (2012).* To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. *Journal of Environmental Management*, 94(1), pp. 61-68. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.07.010>
- Ligetvári F., Zsabokorszky F., Kovács, K., Zsirai, I. (2015).* Wastewater Treatment and Sludge Utilisation in Hungary. *Journal of Environmental Science and Engineering B*, 4(3). <https://doi.org/10.17265/2162-5263/2015.03.005>

Moelants, N., Janssen, G., Smets, I., Van Impe, J. (2008). Field performance assessment of onsite individual wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, 58(1), pp. 1-6. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.325>

Mosonyi E. (2009). Az 1954. évi első Országos Víz-gazdálkodási Keretterv. *Hidrológiai Közlemények*, 89(5). pp. 11-20.

Mu'azu, N.D., Abubakar, I.R., Blaisi, N.I. (2020). Public acceptability of treated wastewater reuse in Saudi Arabia: Implications for water management policy. *Science of the Total Environment*, 721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137659>

Pálfai I. (2005). Néhány szó a Duna-Tisza közti Homokhátság vízviszonyairól. *Hidrológiai közlemények*, 85. évf. 4. sz. pp. 63.

Prado, L.O., Souza, H.H.S., Chiquito, G.M., Paulo, P.L., Boncz, M.A. (2020). A comparison of different scenarios for on-site reuse of blackwater and kitchen waste using the life cycle assessment methodology. *Environmental Impact Assessment Review*, 82. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106362>

Quach-Cu, J., Herrera-Lynch, B., Marciniak, C., Adams, S., Simmerman, A., Reinke, R.A. (2018). The effect of primary, secondary, and tertiary wastewater treatment processes on antibiotic resistance gene (ARG) concentrations in solid and dissolved wastewater fractions. *Water (Switzerland)*, 10(1). <https://doi.org/10.3390/w10010037>

Reymond, P., Chandragiri, R., Ulrich, L. (2020). Governance Arrangements for the Scaling Up of Small-Scale Wastewater Treatment and Reuse Systems-Lessons From India. *Frontiers in Environmental Science*, 8(72), pp. 1-16. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00072>

Robinson, K. G., Robinson, C.H., Hawkins, S.A. (2005). Assessment of public perception regarding wastewater reuse. <https://iwaponline.com/ws/article-pdf/5/1/59/417393/59.pdf>

Roefs, I., Meulman, B., Vreeburg, J.H.G., Spiller, M. (2017). Centralised, decentralised or hybrid sanitation systems? Economic evaluation under urban development uncertainty and phased expansion. *Water Research*, 109, pp. 274-286. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.051>

Rout, P.R., Shahid, M.K., Dash, R.R., Bhunia, P., Liu, D., Varjani, S., Zhang, T.C., Surampalli, R.Y. (2021). Nutrient removal from domestic wastewater: A comprehensive review on conventional and advanced technologies.

*Journal of Environmental Management*, 296. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113246>

Rudolph, K.U., Boysen, B., Hilbig, J., Shalizi, F., Stroemer, K., Walenzik, G. (2020). Drivers, challenges and solutions—Case studies for water reuse. In *Advances in Chemical Pollution, Environmental Management and Protection*, Vol. 5, pp. 189-225. <https://doi.org/10.1016/bs.apmp.2020.07.009>

Seow, T.W., Lim, C.K., Md Norb, H.M., Mubarak, M.F.M., Mubarak, M.F.M., Lam, C.Y., Yahya, A., Ibrahim, Z. (2016). Review on Wastewater Treatment Technologies. In *International Journal of Applied Environmental Sciences*, Vol. 11. Issue 1. pp. 111-126.

Singh, A. (2021). A review of wastewater irrigation: Environmental implications. In *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 168. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105454>

Sun, L., Dog, H., Lu, Y., Zhang, L., Yang, L., Zhao, J., Song, Y. (2023). A hydrate-based zero liquid discharge method for high-concentration organic wastewater: resource recovery and water reclamation. *npj Clean Water*, 6(1). <https://doi.org/10.1038/s41545-023-00262-w>

Szerencsés Sz.Gy., Beszédes S., László Zs., Veréb G., Szegedi B., Horváth Z., Hodúr C., Rákhely G., Kertész, S. (2021). Effect of vibration on the efficiency of ultrafiltration. *Analecta Technica Szegedinensia*, 15(1), pp. 37-44. <https://doi.org/10.14232/analecta.2021.1.37-44>

Tervahauta, T., Rani, S., Hernández-Leal, L., Buisman, C.J.N., Zeeman, G. (2014). Black water sludge reuse in agriculture: Are heavy metals a problem? *Journal of Hazardous Materials*, 274, pp. 229-236. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.018>

Toókos I. (1981). Vízújrahasználat az élelmiszeriparban. *Hidrológiai Közlemények*, 61(4), pp. 159-166.

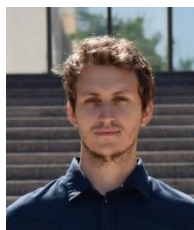
Tóth T. (2018). A tisztított szennyvíz mezőgazdasági hasznosítására alkalmas területek meghatározása Magyarországon. *Hadmérnök*, XIII. évfolyam 3. szám

Yaquab M., Lee, W. (2019). Zero-liquid discharge (ZLD) technology for resource recovery from wastewater: A review. In *Science of the Total Environment*, Vol. 681. pp. 551-563. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.062>

Vágás I. (1985). Egyesületi és Műszaki Hírek. *Hidrológiai Közlemények*, 65(5), pp. 273.

WHO (2017). *Guidelines for Drinking-water Quality, Fourth Edition Incorporating the First Addendum*.

## A SZERZŐ



**GYŐRKŐ GÁBOR** okleveles vegyész-mérnök (Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, 2021), jelenleg a Nemzeti Közszolgálati Egyetemen folytat PhD tanulmányokat. 2022 óta a Nemzeti Közszolgálati Egyetem Víz-tudományi Karán a Környezeti Mikrobiológia Kutatócsoport tagja, továbbá kémia, mérnöki kémia, vízkémia, környezeti biotechnológia tárgyakat oktat.

# Új rendszerkialakítás a kistelepülések egyes szennyvízkezelési problémáinak megoldására

Buzás Kálmán<sup>1</sup>

<sup>1</sup> BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, 1111 Budapest, Műegyetem rkp. 3. (e-mail: buzas.kalman@emk.bme.hu)

DOI: 10.59258/hk.15660



## Kivonat

A *Városi szennyvíztisztításról szóló (91/271/EEC) irányelv* módosítására új tervezet készült, ami érinti a kistelepülési kört is. Az agglomerációs határ 1000 LE-re csökken és korlátozottá válnak az egyedi szennyvízkezelés lehetőségei is, előtérbe helyezve a csatornázásos megoldást. A csatornarendszer módosítása, az ingatlanok oldómedence közbeiktatásával történő csatlakoztatása a hálózathoz csekély beruházási költségtöbblettel, a hagyományosnál kedvezőbb üzemeltetési körülményeket teremt ebben a települési méretkategóriában. Eltömődés és feliszapolódás veszélye nélkül alkalmazhatók kisebb átmérőjű csövek is. Az oldómedencék ebben a rendszerben a decentralizált mechanikai szennyvíztisztítást valósítják meg, ami elkerülhetővé teszi a hálózati végponton kialakított kis szennyvíztisztító telepen az állandó üzemeltetői munkaerő jelenlétét távfelügyelet és -irányítás kiépítése esetén. Különösen előnyös és nagyfokú üzembiztonságot eredményez a rendszer olyan megoldásoknál, melyekben a tisztítást természetközeli eljárás biztosítja. Ezek gyenge tisztítási hatékonyságát a legtöbb esetben a rossz, vagy a hiányzó mechanikai előtisztítás okozza. Az oldómedencék beiktatása évente 0,063 tonna CO<sub>2</sub>e/fő ÜHG kibocsátással jár. Ez azonban nem tekinthető teljes egészében a hagyományos csatornázáshoz képest jelentkező növekménynek, mivel a hosszú tartózkodási idővel rendelkező, hagyományos kistelepülési csatornarendszerekben is keletkezik ÜHG emisszió. A csatornázási rendszer módosítása kizárja a közegészségügyi kockázat növekedését, ami az egyedi megoldások és a szabaddá tett kútlétesítés miatt keletkezik.

## Kulcsszavak

Üzemeltetés biztonsága, új agglomerációk, ÜHG emisszió, talajvízkutak, közegészségügyi kockázat.

## New system design to address some of the wastewater treatment problems in small settlements

### Abstract

A new draft was prepared to amend the *Municipal Wastewater Treatment Directive (91/271/EEC)*, which also affects small settlements. The agglomeration limit is reduced to 1000 PE, and the possibilities of individual wastewater treatment are also limited, prioritizing the sewer system solution. The modification of the sewer system by the connection of the properties to the network with the installation of a septic tank creates more favorable operating conditions than traditional ones in this size category of the settlement, with a small additional investment cost. Smaller diameter pipes can also be used without the risk of clogging and siltation. The septic tanks in this system implement decentralized mechanical wastewater treatment, which avoids the presence of a permanent operating workforce at the small wastewater treatment plant at the end of the network in cases of remote monitoring and control. The system is particularly beneficial and results in a high degree of operational safety for solutions in which the wastewater treatment is nature-based. In most cases, their poor treatment efficiency is caused by poor or missing mechanical pre-cleaning. The installation of the septic tanks results in GHG emissions of 0.063 tons of CO<sub>2</sub>e/capita per year. However, this cannot be considered as a net increase compared to traditional sewerage, since GHG emissions also occur in traditional small settlement sewer systems with a long residence time. The modification of the sewerage system excludes the increase in the public health risks, which arise due to decentralized solutions and the free construction of groundwater wells.

### Keywords

Operation safety, characteristics of new agglomerations, GHG emission, groundwater wells, public health risk.

## BEVEZETÉS

A *Városi szennyvíztisztításról szóló 91/271/EEC irányelv* (a továbbiakban *Irányelv*) 1991-es hatálybalépése óta napjainkig 32 év telt el. Ezalatt a hosszú idő alatt Európa szerte, így hazánkban is jelentős változások történtek ebben az ágazatban. A változást jól jellemzi a csatornázottság mértékének (a közcsatornával és legalább biológia szennyvíztisztítással ellátott háztartások számának) a növekedése, illetve a közüzemi vízellátás és a csatornázottság közötti eltérés csökkenése. Az *Irányelv* a központi létesítményekben összegyűjtött és eltávolított, elsősorban a háztartási forrásokból származó szennyezésre összpontosított. A fennmaradó szennyezés elleni védelem, a növekvő súlyú egyéb városi eredetű szennyezőforrások kevesebb figyelmet kaptak. Ezek jellemzően a 2000 főnél kevesebb lakossal rendelkező települések, a decentralizált

szennyvíztisztító létesítmények és a települési felszíni csapadékvíz lefolyások. Egyes szennyező anyagok eltávolítására vonatkozó határértékek mára elavultak és új szennyezőanyagok jelentek meg. Például a mikroműanyagok és mikroszennyezők.

Az *Irányelv* elfogadása óta új társadalmi kihívások merültek fel. Időszerűvé vált az *Irányelv* összehangolása az (i) Európai Zöld Megállapodással (*The European Green Deal 2020*), ami ambíciózus politikai célokat tűz ki az éghajlatváltozás elleni küzdelemben, az (ii) uniós gazdaság körforgásos jellegének fokozásában és a (iii) környezetállapot romlásának csökkentésében. Ezért úgy ítélték, hogy a szennyvízágazatban további erőfeszítésekre van szükség az üvegházhatást okozó gázok kibocsátásának és az energiafogyasztásnak a csökkentésében, valamint a körforgás-

szos gazdálkodás érvényesítésében az iszapkezelés javításával (N, P és a szervesanyagok jobb visszanyerésével), továbbá a tisztított szennyvíz biztonságos újra felhasználási arányának növelésében.

Az Irányelv felülvizsgálata alapján készült javaslat – *COM (2022) 541 final, 2022/0345 (COD)* – érinti a kistéleplési szennyvízkezelés területét is. Csökken az agglomerációnak tekintendő települméret. A települmési szennyvízgyűjtő rendszerek kialakításának kötelezettsége minden 1000 vagy annál nagyobb lakosegyenértékkel (LE) rendelkező agglomerációra fog vonatkozni. Ebből következően a környezetbe való kibocsátás előtt ebben a körben is megjelenik a biológiai tisztítás kötelezettsége.

Megváltozik az agglomeráció definíciója is: az „agglomeráció” olyan terület, ahol a települmési szennyvíz eredetű terhelés kellően koncentrált ahhoz, hogy a szennyvizet összegyűjtsék és a települmési szennyvíztisztító telepre, vagy egy végső kibocsátási helyre elvezessék. Kellően koncentrálnak azok az agglomerációk minősülnek, ahol a fajlagos terhelés eléri, vagy meghaladja a 10 LE/ha értéket.

Az egyedi megoldások használatának lehetősége a javaslat szerint csak korlátozottan, kivételes esetekben marad meg. Ilyen eset az, amelynél igazolható, hogy a központosított települmési szennyvízgyűjtő rendszer létrehozása nem járna környezeti előnyökkel, vagy túlzott költségeket okozna. Az egyedi megoldásoknak azonban ezekben a kivételes esetekben is biztosítaniuk kell a másodlagos és harmadlagos kezelést. A túlzott mértékre az Irányelv javaslatban nincs definíció.

A tagállamoknak nemzeti nyilvántartásokat kell létrehozniuk a területükön alkalmazott egyes rendszerek azonosítására, és minden szükséges intézkedést meg kell tenniük annak biztosítására, hogy az ilyen rendszerek kialakítása és karbantartása megfelelő legyen. A megfelelőséget rendszeres, meghatározott időközönként elvégzett ellenőrzéssel kell igazolni. Ehhez egyelőre kidolgozás alatt álló új kötelezettségeket vezetnek be, ami egyaránt kiterjed a tervezés, az engedélyezés és az ellenőrzés területére.

Az egyedi megoldások alkalmazásához részletes indoklást kell adni, ha azok a 2000 LE-ű, vagy nagyobb agglomerációkra jelentett kezelt terhelés több mint 2%-át képviselik. A rendszeres ellenőrzés és az erről készített jelentéstétel 2025-ig kötelező lesz minden olyan tagállamban, ahol az egyedi megoldások jelenléte eléri a fenti arányt [*Proposal COM (2022)- 541 final*].

## AZ ÚJ AGGLOMERÁCIÓS TELEPÜLÉSEK FŐBB JELLEMZŐI

Új agglomerációknak azokat a települméseket tekintjük, amelyeknek a lakosszáma 1000 és 1999 közé esik. Az Országos Vízügyi Főigazgatóság (OVF) adatbázisa (<https://oaf.vizugy.hu/login-vk>) szerint ilyen települmésből 597 található az országban. Ezek közül a csatornázás-szennyvíztisztítás fejlesztési programban 463 települmésen már létesült csatornahálózat, ami valamelyik szennyvízelvezetési agglomeráció tisztítótelepéhez csatlakozik. Ebben a tekintetben tehát ezek megfelelnek az új Irányelv előírásának. Jelen közleményben csak azzal a 134 települméssel foglalkozunk, amelyek a 2021-es OVF adatbázis szerint

nem rendelkeznek csatornázással és szennyvíztisztítással. Ebben a körben 183 971 állandó lakos él 82 909 ingatlanban. Az ingatlanok átlagos lakószáma 2,22 fő, 1,38-4,0 szélsőértékekkel.

Kérdés, hogy a 134 települmésből hányban éri el a fajlagos terhelés a 10 LE/ha értéket, amelynél már csatornahálózat kiépítése válik szükségessé. Ezt elvileg egyszerűen meghatározhatjuk a települmések lakosszámnak és belterületének a hányadosaként. Ezzel számolva 44 települmés elégti ki egyszerre a települmési mérethatár és a kellően koncentrált terhelés kritériumát. A tényleges, fajlagos környezetterhelés azonban a beépített területen jelentkezik. Információ hiányában azt feltételeztük, hogy a beépített terület átlagosan 90%-a belterületnek. Ekkor 60 települmés kerül a csatornázandók körébe, ahol 2021-ben összesen 89 062 lakos élt 40 574 ingatlanban. A 60 települmésen az átlagos, fajlagos terhelés 13,8 LE/ha, 10,0-24,2 szélsőértékekkel. Az újonnan létesítendő csatornák hosszának becsléséhez a már csatornázott kistélepléseken meglévő átlagos, ingatlanonkénti gyűjtőcsatorna hosszát (21 m) vettük figyelembe. Ennek alapján a 60 települmésen legalább 850 km-re adódik a kiépítendő gyűjtőcsatornahossz, amiben az agglomerációs szennyvíztisztítóhoz csatlakozó nyomvezeték nem is szerepel. Hasonló módon számítható a bekötőcsatornák hossza is, ami 268 km-re adódott. A hosszak némileg valószínűleg alulbecsültek, mivel nem biztos, hogy a már csatornázott kistélepléseken minden ingatlan csatlakoztatva van. Tehát jelentős beruházási, és csak a vezetékadóból jelentős működési költségigény is keletkezik.

A 134 - 60 = 74 települmésen elvileg választható a csatornahálózat elhagyása és egyedi tisztítók létesítése. Az új Irányelv szerint ezek alkalmazása azonban csak kivételes lehet, elfogadható, részletes indoklás esetén. Kérdéses az uniós források bevonhatósága is. A fentiekhez hasonlóan tehetünk becslést a költségekre. Az egyedi berendezéseket forgalmazók árajánlatai a legkisebb (4 LE) megoldásokra 800 000-2 000 000 Ft között mozognak. Vegyünk föl átlagosan 1 000 000 Ft költségigényt egy egyedi berendezés telepítésére, a 200 mm-es átmérőjű közcsatorna fajlagos fektetési költségére pedig 40 000-45 000 Ft/m-t. Ekkor egy berendezés árából 25-22 m csatorna létesíthető. Ez közel azonos az átlagos, egy ingatlanra jutó közcsatorna hosszával. Amennyiben a felvett fajlagos költségek elfogadhatók, az egyedi berendezések legfontosabb előnyének tekintett relatív olcsóság nem is annyira jelentős. Természetesen ez csak települmés léptékben érvényes, és az egyedi esetekben nagy eltérések is lehetnek.

## ÚJ CSATORNÁZÁSI KONFIGURÁCIÓS JAVASLAT KISTELEPÜLÉSEKHEZ

A programszerűen telepített nagyszámú egyedi berendezés egy-egy települmésen az új Irányelv szerint komoly ellenőrzési feladatot ró az üzemeltetőre, aki ebből a szempontból már nem lehet a berendezés tulajdonosa, hiszen mind a mintavétel, mind pedig annak az analitikája szakértelmet, illetve akkreditált laboratóriumot igényel. Ennek nem csak költségei, de szakember igénye is van. Ezen kívül a keletkező fölösiszap begyűjtése és elszállítása is költség- és eszközigenyes. Az egyedi megoldás oldomedencével és talajszűrőréteggel bizonyos szempontból kedvezőbb lehet, azonban a továbbiakban részletezendő egyéb gondot

okoz. Ezek miatt egy eddig még nem alkalmazott csatornázási konfigurációt javasolunk, ami a szakmai üzemeltető számára kezelhetőbb rendszert eredményez.

Az új rendszer egy ponton tér el a hagyományos csatornarendszertől. Ez pedig az ingatlanok közcsatornához csatlakoztatásának módosítása oly módon, hogy az ingatlanon a bekötés előtt egy oldómedencét építünk be. A csatornába tehát az oldómedence kilépő szennyvize folyik be, amiben már csak kolloidális és oldott állapotban lévő szennyezőanyagok találhatóak.

### A megoldás előnyei

A megoldás a következő jelentős előnyökkel jár:

(i) A hálózaton a szokásos 200 mm-es átmérőjű csövek helyett – amik ebben a kistelepülési kategóriában hidraulikailag jelentősen túlméretezettek –, jóval kisebb átmérőjű csövek alkalmazhatók, mivel azok eltömődése a szálanyagok és egyéb darabos szennyeződések, zsírok és olajok oldómedencében történő visszatartása következtében nem jöhet létre.

(ii) Biztonságosabb üzemeléssel létesíthetők a nyomás alatti gyűjtőrendszerek is, hiszen az oldómedence után beépített házi beemelők ugyancsak védettek a fenti anyagoktól.

(iii) Egy-egy településen saját kis biológiai szennyvíztisztító telep létesíthető, amelynek a mechanikai tisztítási lépcsője elmarad. Ezért ehhez olyan tisztítási technológia tervezhető, ami távoli diszpécser központból is felügyelhető, illetve üzemeltethető. A kis szennyvíztisztító telepen „csak” a fölösiszap kezelése oldandó meg, ami jellemzően az időszakos elszállítását jelenti nagyobb telepre, vagy a beforgatását mezőgazdasági területen. Megoldható a tisztított szennyvíz mezőgazdasági hasznosítása is. Nincs szükség településenként üzemeltető szakemberre.

(iv) Kezelhető mértékre csökken a településeken egyébként 100-as nagyságrendben elhelyezendő kisberendezésekből, sűrű időközönként eltávolítandó és elszállítandó szennyvíziszap költsége és eszközigénye, mivel az oldómedencék szippantása a nemzetközi gyakorlat szerint legfeljebb 2-3 évente szükséges.

(v) A szennyvíz tisztítása üzembiztosan megoldható természetközeli módon is (például gyökérmezős módszerrel), mivel az ilyen megoldásoknál általában a helytelen vagy hiányzó mechanikai előtisztítás okozza a működési/tisztítási problémákat.

(vi) A „szennyvíztisztító kislétesítmény-talajszűrő mezős” egyedi megoldáshoz képest kisebb a keletkező ÜHG kibocsátás (részletesebben lásd később).

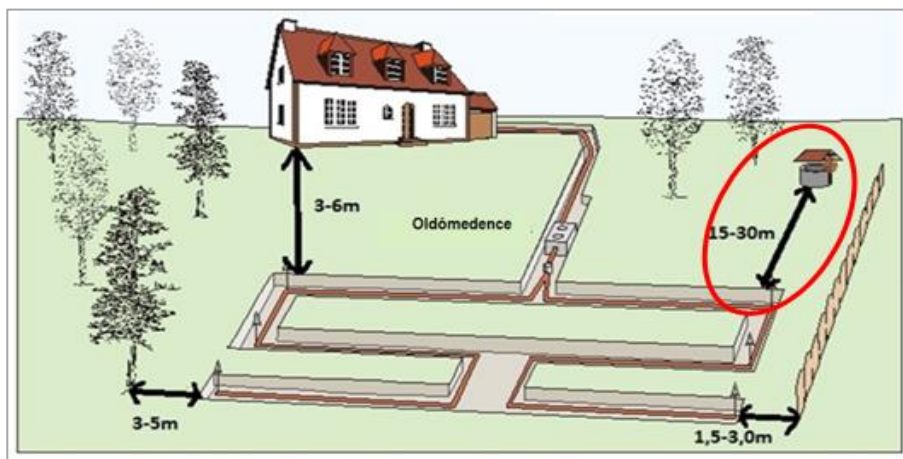
(vii) Elmarad a tisztított szennyvíz ingatlanon belüli elhelyezésének területigénye. Ezek a területek egyébként korlátozottan használhatók, tehát megmarad az ingatlan teljes területén a tetszőleges hasznosítás. Tekintettel arra, hogy a talajvízkutak létesítését 2024-től már nem kötik engedélyhez, nagyszámban lehetnek/keletkezhetnek olyan ingatlanok, ahol az elhelyező/tisztítómező a védőtávolság betartásával nem is fér el.

(viii) Elmarad a településenként nagyszámú egyedi létesítmények monitorozási igénye.

(ix) Megszüntethető a közegészségügyi kockázat, ami a szabad kút létesítés miatt jelentősen növekedni fog. Ez utóbbi részletesebb kifejtést igényel!

### A szabad kútlétesítés és a növekvő közegészségügyi kockázat (Buzás 2015)

Az egyedi szennyvíztisztító kislétesítmény ingatlanon belüli elhelyezésének általános korlátjait az 1. ábra szemlélteti. A kisberendezések esetében a kép hasonló.

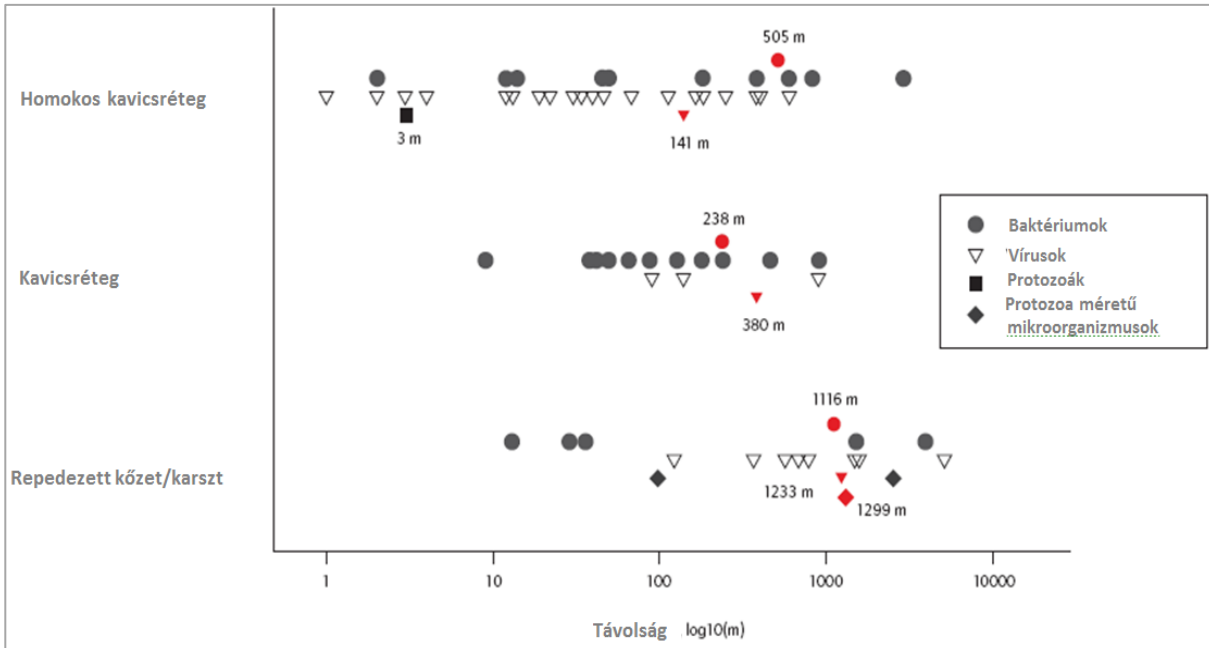


1. ábra. Hagyományos szennyvíztisztító kislétesítmény elhelyezésének elvi ábrája (Buzás 2015)

Figure 1. Schematic layout of the traditional location of a small sewage treatment facility (Buzás 2015)

Vessük össze az 1. ábrán látható, a kutakra vonatkozó védőtávolságot a 2. ábra jellemzőivel, ahol az egyes, fertőző mikroorganizmusok azon detektált terjedési távolságai láthatóak, amelyek mentén még fennmaradt a virulens állapot (DAT 2011). A jelenlegi tervezői gyakorlat meglehetősen rövid expozíciós útvonallal számol a tisztított szennyvíz kibocsátási pontja és a sa-

ját, vagy éppen a szomszédos ingatlan kútja között (Buzás 2015), ami közegészségügyi kockázatot hordoz. A kockázat mértéke a jövőben jelentősen növekedni fog a szabadon létesíthető kutak miatt; 72/1996. (V. 22.) Korm. rendelet a vízgazdálkodási hatósági jogkör gyakorlásáról, A vízjogi engedély módosítása, visszavonása és a tevékenység szüneteltetése.



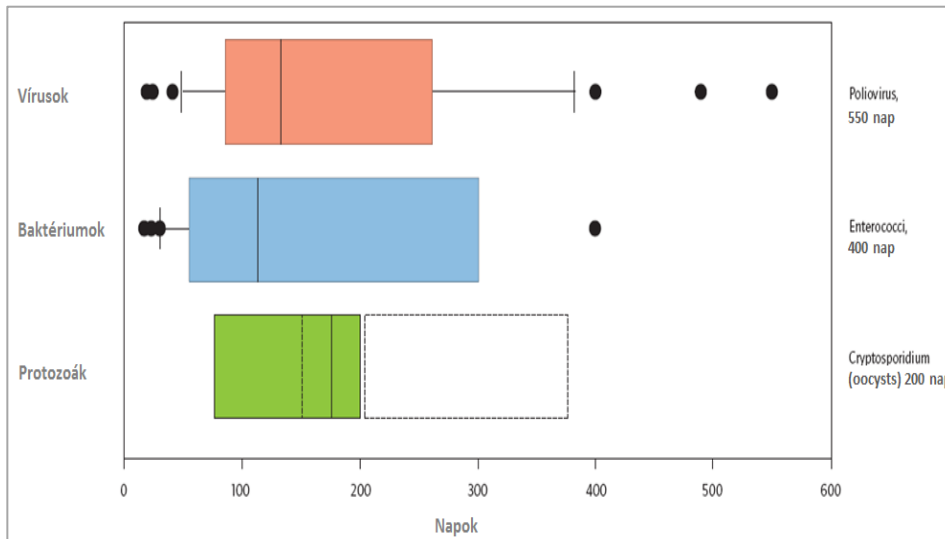
2. ábra. A patogén mikroorganizmusok detektált terjedési távolságai a virulens állapot megmaradásával porózus talajban, illetve a repedezett kőzetben áramló vízben (DAT 2011)

Figure 2. Detected propagation distances of pathogenic microorganisms with the persistence of the virulent state in water flowing in porous and cracked soil/rock (DAT 2011)

Jelmagyarázat: a piros szín a súlyozott átlagértékeket jelöli  
Legend: the red color indicates the weighted average values

Ismeretes, hogy a szennyvízben megjelenő patogén mikroorganizmusok számát a biológiai szennyvíztisztítás ugyan jelentősen csökkenti, de azokat nem távo-

lítja el teljesen. A 2. és 3. ábrák egy széleskörű nemzetközi szakirodalmi értékelő munkából származnak (DAT 2011).



3. ábra. A patogének virulens állapotban maradásának észlelt időtartamai a talajvízben (DAT 2011)  
Figure 3. Perceived periods of virulence of pathogens in groundwater (DAT 2011)

Mint látható, a patogének talajvízbéli mozgása, illetve a virulens állapot fennmaradásának időtartama sokszorosán meghaladja a szokásos hazai, kistéleplési település-szerkezetekre jellemző méreteket, így a kutak és a kisberendezések/kislétesítmények között betartható távolságokat is. Bár kisberendezéseknél léteznek megoldások a tisztított szennyvíz fertőtlenítésére, ennek megbízhatósága és ellenőrzése erősen korlátozott. Még körülményesebb a helyzet a kislétesítményeknél, ahol a talajrétegben fenn

kell tartani a bakteriális élővilágot az oldómedence kifolyó szennyvizének tisztításához.

#### A megoldás hátrányai

Az új csatornázási konfigurációnak az alábbi hátrányai emelhetők ki:

(i) A csatornarendszerbe a hagyományos bekötőknek helyett/mellett beépítendő oldómedence többletköltséggel jár. A kereskedelemben kapható műanyag oldóme-



dencék a kimutatható 1,38-4 fő/ingatlan lakószám, 70-100 l/fő, nap fogyasztás és 3-6 napos hidraulikai tartózkodási idő felvételével 1-2 m<sup>3</sup>-es (legfeljebb 3 m<sup>3</sup>-es) méretben szükségesek, ami ingatlanonként becsülhetően 350-500 ezer forint többletköltséget okoz, amit mérsékel a szikkasztó/szűrő mező elmaradó kiépítési költsége. Az elérhető előnyökhöz társuló költségsökkenésekhez képest ezt a beruházási többletköltséget elfogadhatónak tekinthetjük.

(ii) A szennyvíztisztító kisberendezéses egyedi megoldáshoz képest megmarad az oldómedencék ÜHG kibocsátása, és változatlan a szippantási költség mértéke is. Ha a hagyományos csatornahálózat és az agglomerációs

szennyvíztisztítóban történő tisztításhoz viszonyítjuk, tekintettel az ezekben is fellépő emissziókra, a becsült növekmény csak részleges.

#### Az oldómedence-talajszűrő mező ÜHG emissziója

A metán erős üvegházhatású gáz. Az IPCC módszertana alapján az *U.S. EPA (2009)* jelentés megállapította, hogy a szennyvízzel összefüggő metánkibocsátásnak egy jelentős része az USA-ban a nagyszámban létesített oldómedencékből származik. A módszertan és annak eredményei azonban vitathatók, a tényleges mérési adatok pedig nem voltak elegendők egy pontos üvegházgáz-leltár készítéséhez. Az oldómedence emissziójára vonatkozó irodalmi adatokat az *1. táblázat* tartalmazza.

1. táblázat. Oldómedencék fajlagos metánemissziói (Leverenc és társai 2010)  
Table 1. Specific methane emissions of septic tanks (Leverenc et. al 2010)

Forrás	Év	Metán emisszió [g CH <sub>4</sub> /(fő.nap)]
Kinnicutt és társai	1910	10,1 <sup>a</sup>
Winneberger	1984	14-18 <sup>a</sup>
KOI terhelés alapján	2009	11 <sup>b</sup>
IPCC	2007	25,5 <sup>c</sup>
Sasse	1998	18 <sup>d</sup>

Megjegyzés: <sup>a</sup> Mért érték, <sup>b</sup> Számított érték, feltételezve, hogy a szilárd fázis 40%-a az iszapban marad, <sup>c</sup> Számított érték, feltételezve, hogy a befolyó KOI fele anaerob úton lebomlik, <sup>d</sup> Számított érték, feltételezve a metán 25%-a oldott állapotú

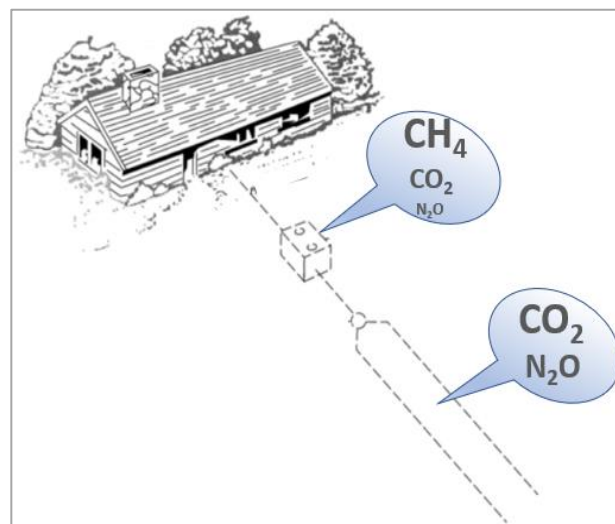
Note: <sup>a</sup> Measured value, <sup>b</sup> Calculated value, assuming, that 40% of the solid phase remains in the sludge, <sup>c</sup> Calculated value, assuming that half of the incoming COD is degraded anaerobically, <sup>d</sup> Calculated value, assuming 25% of methane is dissolved state

A pontosítás érdekében kutatási programot indítottak (Leverenc és társai 2010), amelynek a fő célja az volt, hogy pontosabb adatokat szerezzenek a hagyományos oldómedence-talajszűrő rendszerek ÜHG-kibocsátásáról, különös tekintettel a metánkibocsátásra. A kutatási projekt szakirodalmi áttekintésből, fluxuskamrák építéséből, és a terepi mérésekhez alkalmazható mintavételi technikák és protokollok kidolgozásából állt. A kutatás helyszíne az USA Kalifornia állama volt.

Leverenc és társai (2010) értékelésére támaszkodva a mérési eredmények azt mutatták, hogy az átlagos metánkibocsátás nem egyezik az IPCC, Winneberger és Sasse eredményeivel (1. táblázat). A különbség egyik okaként az IPCC modellnek azt a feltételezését jelölték meg, hogy az oldómedencébe befolyó KOI fele anaerob úton alakul át. Nem veszi továbbá egyértelműen figyelembe az iszapban és az oldómedencék szennyvizében jelenlévő szerves anyagok sorsát sem. Winneberger mérései a kisszámú mintavétel miatt statisztikai eloszlás meghatározásához nem voltak elegendők, míg Sasse a fejlődő országokban mért, ahol a jellemzően magasabb hőmérséklet és terhelés miatt nagyobb a metánkibocsátás is.

A mérések során azt találták, hogy az ilyen rendszerekben három ÜHG is keletkezik. Míg a metántermelés elsősorban az iszaprétegben zajló anaerob reakcióknak tulajdonítható, a szén-dioxid-kibocsátás anaerob, fakultatív és aerob reakciók eredménye. Az oldómedencéből származó kibocsátás összetétele elsősorban metán és

szén-dioxid, míg a talajrendszerből származó üvegházhatású gázok jellemzően szén-dioxidból és dinitrogén-oxidból állnak (4. ábra).



4. ábra. ÜHG gázok kibocsátása az oldómedence-talajszűrő rendszerben (Leverenc és társai 2010, módosítva a szerző által)  
Figure 4. Emission of GHG gases in the septic tank-soil filter system (Leverenc et. al, 2010, modified by author)

A kutatási eredményeket az oldómedencéből és talajszűrőből származó üvegházhatású gázkibocsátások fajlagos és éves, lakosegyenértékre vonatkozó, széndioxid egyenértékben (CO<sub>2</sub>e) kifejezett értékeit a 2. táblázat mutatja (Leverenc és társai 2010).

2. táblázat. Az oldómedence-talajszűrő rendszer fajlagos és éves ÜHG kibocsátása CO<sub>2</sub> egyenértékben kifejezve (Leverenc és társai 2010, kiegészítve a szerző által)

Table 2. Specific and annual GHG emissions of the septic tank-soil filter system expressed in CO<sub>2</sub> equivalents (Leverenc et. al 2010, supplemented by the author)

Gáz	Emissziós ráta (geometriai átlag) [g/(fő.nap)]		Globális <sup>a</sup> hőmérséklet növelő poten- ciál	Az emisszió széndioxid egyenér- téke [tonna CO <sub>2</sub> e/(fő.év)]	
	Oldómedence	Oldómedence + talajszűrés <sup>b</sup>		Oldómedence	Oldómedence + talajszűrés
Metán	11,0	10,7	21	0,084	0,082
N <sub>2</sub> O	0,005	0,2	310	0,00057	0,023
CO <sub>2</sub>	33,3	335	1	0,012	0,12
Kalifornia	Összes ÜHG emisszió,			0,096	0,23
	Összes antropogén ÜHG emisszió <sup>c</sup>			0,085	0,1
<b>Magyarország</b>	<b>Összes antropogén ÜHG emisszió<sup>d</sup></b>			<b>0,063</b>	<b>0,074</b>

Megjegyzés: <sup>a</sup> Globális hőmérséklet növelő potenciál 100 éves időhorizontra vonatkoztatva, (IPCC 1996); <sup>b</sup> A szellőző rendszer mintázása alapján; <sup>c</sup> A biogén CO<sub>2</sub> nem tartozik bele az ÜHG leltárba (US EPA 2009). A biogén CO<sub>2</sub> olyan szén-dioxid, amely szerves anyagok, azaz a biomassza és származékai égése vagy bomlása következtében szabadul fel. Például a fa vagy a bomlás során keletkező biogáz égése során felszabaduló szén-dioxid; <sup>d</sup> A hazai lakosegyenértékhez tartozó BOI<sub>5</sub> alapján becsülve.

Note: <sup>a</sup> Global temperature increasing potential for a 100-year time horizon, (IPCC 1996); <sup>b</sup> Based on the sampling of the ventilation system; <sup>c</sup> Biogenic CO<sub>2</sub> is not included in the GHG inventory (US EPA 2009). Biogenic CO<sub>2</sub> is carbon dioxide that is released as a result of the burning or decomposition of organic materials, i.e. biomass and its derivatives. For example, carbon dioxide released during the burning of wood or biogas produced during decomposition; <sup>d</sup> Estimated based on the BOI<sub>5</sub> of the Hungarian PE equivalent

### A mérési eredmények hazai alkalmazhatósága

A kutatási eredmények hazai alkalmazhatóságának megítéléséhez foglalkozni kell a mérési helyszínhez köthető jellemzők hatásaival. Ezek az összevethető helyi jellemzők a hőmérsékleti viszonyok és a lakosegyenértékhez figyelembe vett BOI<sub>5</sub> értékei. Az oldómedencében spontán kialakuló anaerob lebontás folyamata erősen hőmérséklet függő. A mérések (Leverenc és társai 2010) hónapjai alatt az oldómedencében 17-25 °C-os volt a víz hőmérséklete, ami magasabb a hazai tartományétól. A gázképződés a hőmérséklet emelkedésével növekedett. Hazai viszonyaink között a fentiekől alacsonyabb hőmérsékleteket valószínűsítünk. Kaliforniában 1 lakosegyenértékhez 80 g BOI<sub>5</sub>/(fő•nap) érték tartozik (Leverenc és társai 2010), ami nem elsősorban a táplálkozási mutatók eltéréseiből, hanem a konyhai maradék-étel darálók (konyhamalacok) kiterjedt használatából adódik. Mindkét tényező a kaliforniai értékek csökkentése irányában hat. Tekintettel a hazai és uniós 60 g BOI<sub>5</sub>/(fő•nap) fajlagos értékre (91/271/EEC), a kutatási eredményeket, becslés jelleggel 60/80 arányban módosítottuk. Ezzel az oldómedence éves, CO<sub>2</sub>-ben kifejezett fajlagos kibocsátása 0,063, míg az oldómedence-talajszűrő mező együttes kibocsátása 0,074 tonna CO<sub>2</sub>e/fő, év értékre adódott (2. táblázat).

Az új csatornázási konfiguráció tehát 15%-kal kisebb ÜHG emisszióval jár a szokásos oldómedence-talajszűrőmező megoldáshoz képest. Az egyedi, kisberendezéses megoldáshoz képest az emisszió bizonyosan nagyobb. A csökkenés mértékéhez további elemzésekre lenne szükség elsősorban azért, mert a szennyvízelvezetési agglomerációs tisztító technológiájánál telepekre átemeléssel és nyomóvezetékkel eljuttatott szennyvíz a hosszú tartózkodási idő miatt anaerob állapotú és maga is ÜHG kibocsátási forrás. Magyarországra valószínűleg nem releváns, de például az USA-ra vonatkoztatva a kislétesítmények emissziója az összes szennyvíztisztításhoz köthetőnek mindössze 0,4%-a.

### KÖVETKEZTETÉSEK

Az 1000-1999 lakosú kistelepülések csatornázás-szennyvíztisztítással való ellátásában a javasolt, oldómedencével kiegészített csatornahálózatok létesítése, elsősorban üzemeletetői szempontból sokkal kedvezőbb feltételeket biztosít, mint az egyedi megoldások, azonban az oldómedencék után a kis szennyvíztisztító telep technológiájának tervezésénél figyelembe kell venni a szokásostól eltérő KOI frakciók és C/N arányt.

Beruházási szempontból a koncepció további elemzéseket igényel. Azokon a településeken, ahol a nyomás alatti csatornázás reális alternatíva, az előnyei nagy valószínűséggel kimutathatók lesznek. Alkalmazásával a regionális szennyvíztisztító telepekre csatlakozás helyett a településeken létesítendő távolból ellenőrizhető és üzemeltethető kis szennyvíztisztító telepek, vagy a természetközelű tisztítás reális alternatívát jelent.

### IRODALOMJEGYZÉK

Buzás K. (2015). Vízügyi-üzemeltetési Terv-2015, 8-7 Melléklet: A településszintű, programszerű szennyvízkezelés kistelepüléseken.

DAT (2011). Pathogenic Microorganisms and Viruses in Groundwater., Acatech Materialien-Nr. 6., Deutsche Akademie der Technikwissenschaften

IPCC (1996). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories <https://www.ipcc.ch/report/revised-1996-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>

OVF adatbázis - Víziközmű-online Adatfeldolgozó Rendszer <https://oaf.vizugy.hu/login-vk>.

The European Green Deal (2020). COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE EUROPEAN COUNCIL, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS, The European Green Deal. [https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal\\_en](https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en)

U.S. EPA (2009). Inventory of greenhouse gas emissions and sinks: 1990-2007., EPA 430-R-09-004, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.

91/271/EEC irányelv (1991). Városi szennyvíztisztításról szóló irányelv.

72/1996. (V. 22.) Kormányrendelet a vízgazdálkodási hatósági jogkör gyakorlásáról, A vízjogi engedély módosítása, visszavonása és a tevékenység szüneteltetése.

2022/0345/COD Procedure (2022). Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL concerning urban wastewater treatment, COM (2022) 541 final.

## SZERZŐ



**BUZÁS KÁLMÁN** okleveles építőmérnök (1972), egyetemi doktor (1983), PhD (2009). Négy évtizedes egyetemi oktatói munkája (BME, Építőmérnöki Kar) a városi víziközmű rendszerekhez kapcsolódik. Címzetes egyetemi tanárként jelenleg is részt vesz a szakmérnök képzésben. Kutatási tevékenysége fő irányát a kistelepülések decentralizált szennyvízkezelése mellett a városi hidrológiai rendszerek, a lefolyás-szabályozás és a csapadékvíz gazdálkodás képezi, melynek műszaki-tervezési és környezetvédelmi vonatkozásaival egyaránt foglalkozik. Kutatási eredményeit referált folyóiratcikkek, 2 könyv, számos nemzetközi és hazai konferencia-

kiadványban megjelent publikáció, továbbá mintegy 100 kutatási és műszaki szakértői jelentés, 1 jegyzet, 2 tankönyv és műszaki irányelv, valamint 1 szabadalom fémjelzi.



*Kora tavaszi Balaton (Doroszlai Dénes képe)*

## A virtuális kutak módszerének alkalmazása vízbázist védő visszatöltés kialakítására kavicsbányák környezetében

Csoma Rózsa<sup>1</sup>, Wagner Flóra<sup>1</sup>

<sup>1</sup> BME Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék, 1111 Budapest, Műgyetem rkp. 3. (e-mail: csoma.rozsa@emk.bme.hu)

DOI: 10.59258/hk.15661



### Kivonat

Kavicsbányatavak felszínének párolgása általában a talajvízből pótlódik, mely a tó környezetében lecsökkenő talajvízszintet és megnövekvő áramlást eredményez. Ez a hatás elérheti a vízbázisok megállapított védőterületeit is. A védőidom határvonalait általában a termelő létesítményt elérő víz tartózkodási idejének segítségével jelöljük ki. Ha víztermelő létesítmény közelében a fedett felületből nyílt víz, azaz bányató lesz, a tartózkodási idő nyilván lecsökken. Ennek helyreállítására azonban megfelelően kialakított visszatöltés alkalmazható. Ehhez általában rendelkezésre is áll egyéb célokra fel nem használható meddő, mely a haszonanyagnál többnyire finomabb szemcséjű. Korábban bemutattunk egy egyszerű megoldást a visszatöltés jellemzőinek becslésére, mely azonban csak a termelő kutaktól távolabb, párhuzamosnak tekinthető áramlás esetén alkalmazható. Jelen munkában a talajvízhidraulikában ritkábban alkalmazott virtuális kutak módszerének segítségével mutatunk be eljárást, mellyel pontszerű vízkivételek környezetében is megfelelő és megbízható védőtöltés alakítható ki a bányászat miatt lecsökkent tartózkodási idő helyreállítására.

### Kulcsszavak

Kavicsbányászat, visszatöltés, vízbázis, tartózkodási vagy elérési idő, védőidom, virtuális kutak.

## The method of images applied to determine the size of backfills to protect drinking water base in the neighbourhood of gravel pits

### Abstract

The evaporation of gravel pits is recharged from the groundwater, which causes increasing flow and a drawdown in the neighbourhood of the pits. This effect can reach the protection zone of drinking water wells established earlier. The borders of the protection zone are usually determined based on the travel or residence time of the water to reach the well. If a new water surface, e.g. a gravel pit appears near the well, this travel time will of course reduce. To restore it, a properly placed and sized backfill can be applied. For the backfill usually a certain amount of dredging waste is provided. This waste is usually of finer grains than the gravel and not suitable as building material. In an earlier paper we introduced a simple solution to determine the main parameters of the backfill, but it may be applied only in case of parallel flow, further to the well. In this work we introduce a method based on the theory of image wells that is suitable to estimate the size of the backfill even in the close vicinity of the wells to restore the residence time.

### Keywords

Gravel dredging, backfill, drinking water base, travel or residence time, protection zone, image wells.

### BEVEZETÉS

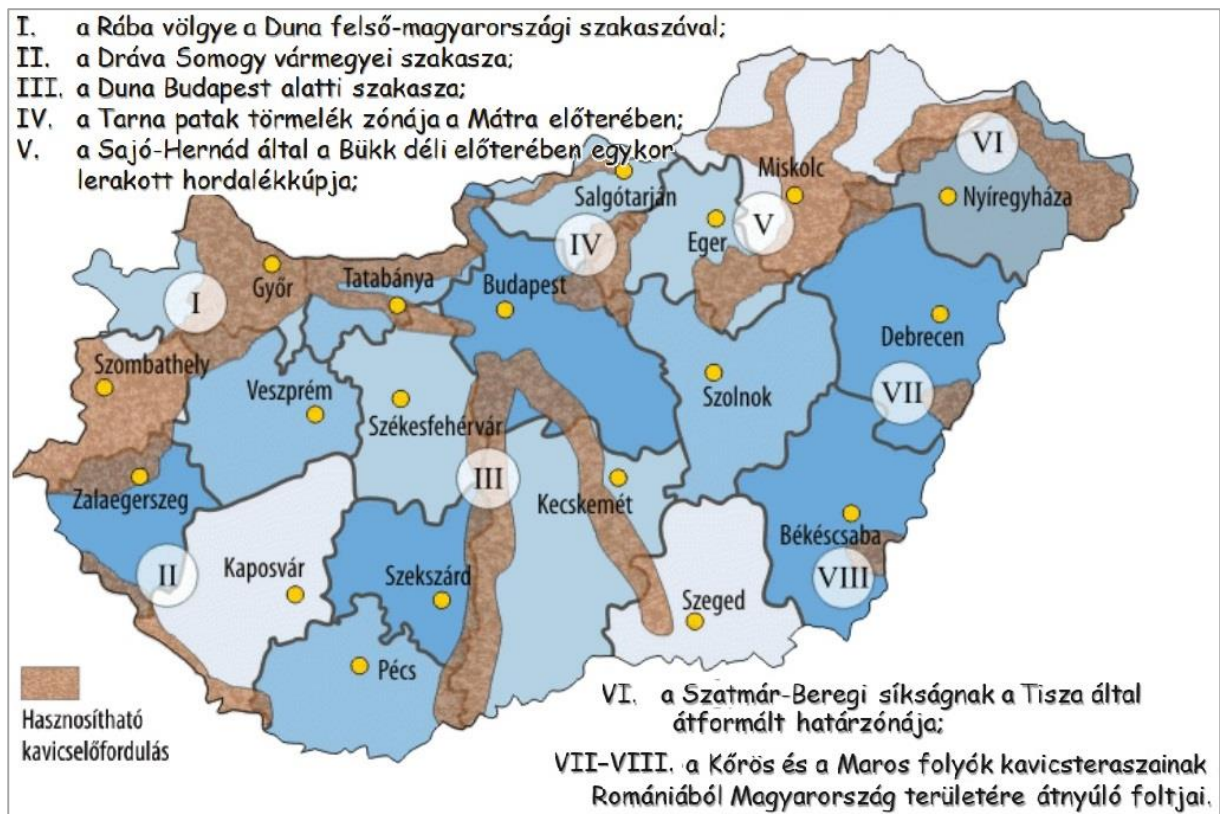
Magyarországon a mintegy 100 éves múlta visszatekintő ipari léptékű kavicskitermelés igen gyakran kötődik vízfolyásokhoz vagy közvetlen környezetükhöz. Ezt szemlélteti az 1. ábra, mely az Igrici-Kavics Kft. honlapja nyomán mutatja a hazai főbb kavicslelőhelyeket.

Nagyobb vízfolyásaink mentén ugyanakkor több helyen működnek (Altnöder és társai 1998, Aujeszy és társai 1990, Csiszár 2020), vagy terveznek parti szűrésű vízbázisokat is. Ezt szemlélteti az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) térképszervere nyomán a 2. ábra, mely az üzemelő és távlati vízbázisok megállapított védőterületeit mutatja. Bár az ábra külön nem jelöli, jól azonosíthatók a folyóparti hordaléklerakódás hatását kihasználó parti szűrésű vízbázisok, melyek mennyisége kiemelkedő.

Összevetve a két ábrát, azaz a kavics előfordulások és a parti szűrésű vízbázisok védőidomainak elhelyezkedését egyértelmű, hogy a kétféle tevékenység célterületei több

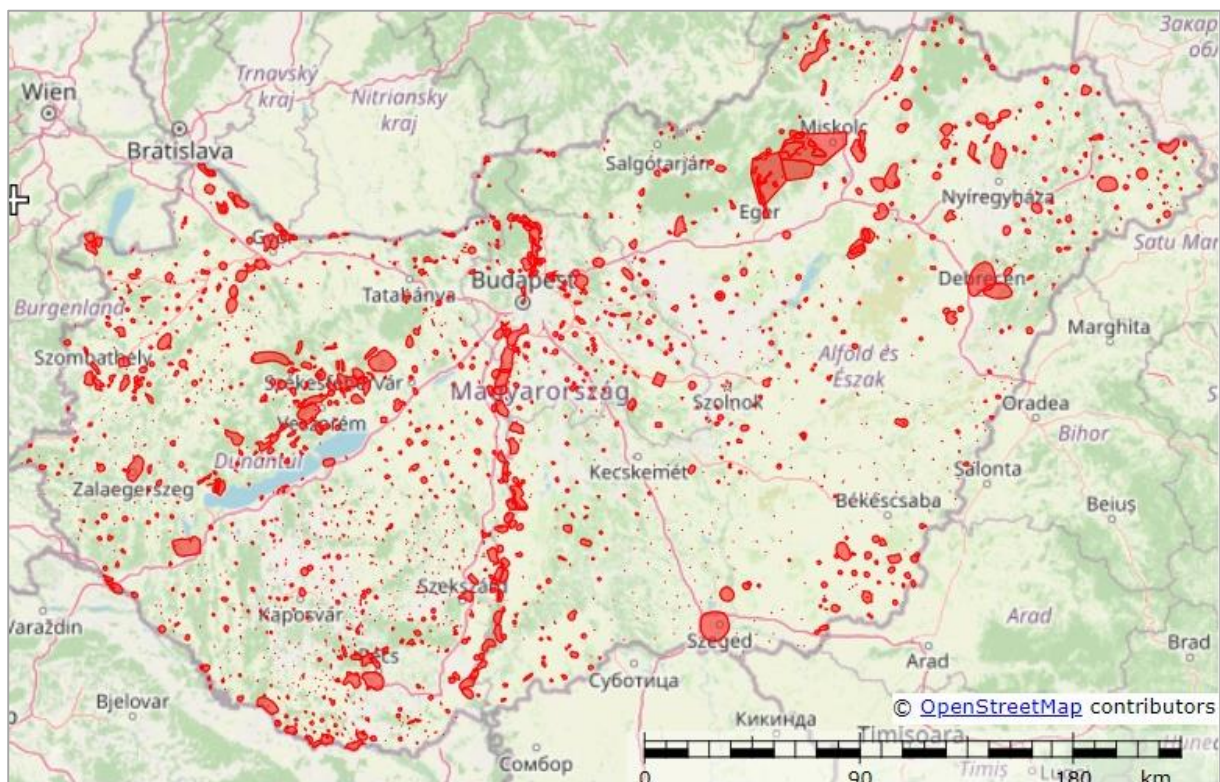
folyóknál közelében jelentős mértékben átfedésben vannak. Ez viszont gyakran olyan konfliktushelyzetet teremthet, melyre már egy korábbi munkánkban is utaltunk (Csoma és Wagner 2021).

Vízbázisok megállapított védőidomai a 219/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet alapján fokozottan érzékeny területnek minősülnek. A 123/1997. (VII. 18.) Korm. rendelet szerint a hidrogeológiai védőövezet B zónáján belül azonban már nem kizárt a bányászat, de a hatásai részletesen vizsgálandók. A rendelet 5. sz. melléklete így fogalmaz: „Új vagy meglévő létesítménynél, tevékenységnél a környezeti hatásvizsgálat, illetve a környezetvédelmi felülvizsgálat, illetve az ezeknek megfelelő tartalmú egyedi kockázatértékelési vizsgálat eredményétől függően megengedhető”. Tehát a bánya és a vízbázis megfelelő együttműködése, együttélése érdekében fontos az érintett felek közötti kompromisszum. Jelen munka célja ezen kompromisszum megteremtéséhez egy lehetséges eszköz, segítség bemutatása.



1. ábra. Magyarországi kavicselőhelyek (Igrici-Kavics Kft. nyomán 2024)

Figure 1. Gravel deposits in Hungary (based on the web of Igrici-Kavics Kft. 2024)



2. ábra. A hazai vízbázisok védőterületei (OKIR térképszervere nyomán)

Figure 2. Protection zones drinking water wells in Hungary (based on the map server of OKIR)

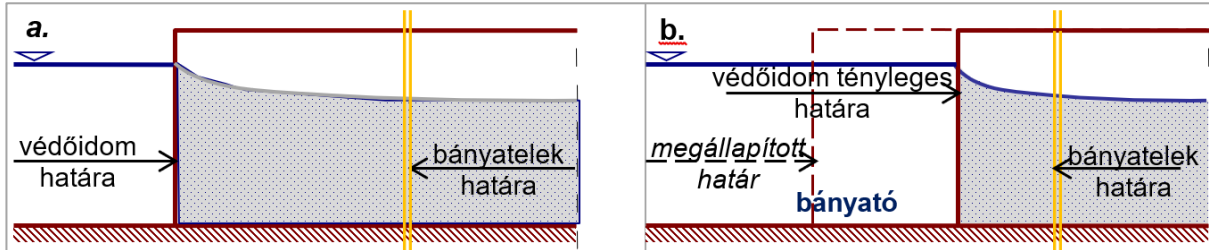
## A VÉDŐIDOM ÉS A VISSZATÖLTÉS

A hidrogeológiai védőterületek vagy védőidomok meghatározása igen leegyszerűsítve azon alapul, hogy a felszíni víz a felszín alá kerülve milyen elérési vagy tartózkodási

idővel jut el a víztermelő létesítményig. Jelen esetben a 123/1997. (VII. 18.) Korm. rendelet nyomán első sorban a hidrogeológiai védőövezet B zónájával foglalkozunk, mely esetén az elérési idő 50 év.

Gyakori az az eset, amikor egy újonnan megállapított védőidom korábban lefektetett bányatelek területét is érinti, de előfordulhat olyan helyzet is, hogy egy bányatelek határa már meglévő védőterületre esik. Ezen esetekben a bányászat miatt a két határ közötti terület egészen, vagy egy részén új szabad vízfelület alakulhat ki. Az új tó vagy tórész viszont a védőidom méretét csökkenti, mivel annak tényleges határát az új tópart felé módosítja. Ezzel megszünteti a tórész területén a

védelmet, így valójában az elérési idő lecsökken. Ezt szemlélteti a 3. ábra, melynek a./ része a kitermelés előtti állapotot mutatja, az előírt védőidommal, azaz elérési idővel, míg a b./ egy tórész kitermelésével a lecsökkent védelmet a védőidom eltolódott határával és az így lecsökkent elérési idővel. Jelen és a további hasonló vázlatokon a bányatelek határát kettős sárga vonal, míg a védőidom eredetileg megállapított határát szaggatott barna vonal jelöli.



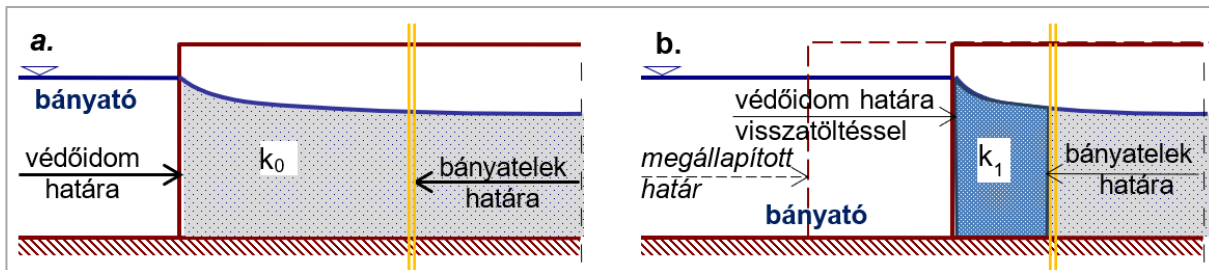
3. ábra. Védőidom a bányatelken belül a./ kitermelés előtt. b./ kitermeléssel  
Figure 3. Protection zone within the mining lot before (a./) and after (b./) dredging

A bányató lehetséges határát a továbbiakban függőleges lezárással a bányatelek határával megegyezőnek tekintjük, a tó rézsúját, a pillérben maradó anyagot és az esetleges sáncolás helyét jelen vizsgálatoknál figyelmen kívül hagyjuk, melyet már a 3. ábra is így jelöl.

A fentiek szerint lecsökkent elérési idő azonban a megfelelő helyen, a megfelelő méretekkel kialakított visszatöltés segítségével visszaállítható. A kisebb vízvezető képességű visszatöltés valójában megnövekedő hidraulikai ellenállást jelent, mellyel adott vízfelszín esetén lecsökken a vízmozgás sebessége. A kisebb sebesség pedig

nagyobb elérési időt eredményez, mellyel a vízbázis biztonsága helyreállítható, esetleg még növelhető is.

Ezen helyreállítás lehetőségét szemlélteti a 4. ábra, ahol az előzőekhez hasonlóan a./ rész jelzi azt a szakaszt, ahol a vízmű védőterülete és a bányatelek átfedésben van. Az ábrarészben  $k_0$  jelöli a terület szivárgási tényezőjét. Amennyiben ezen rész kitermelésére sor kerül, olyan kisebb szélességű és kisebb,  $k_1$  vízvezető képességű visszatöltéssel lehet védeni a vízbázist, mellyel az eredeti biztonság megmarad, azaz az elérési idő helyreállítható. Ezt mutatja a 4. ábra b./ része.



4. ábra. Védőidom bányatelken belül a./ visszatöltés nélkül, b./ visszatöltéssel – jelölések az (1) egyenletnél  
Figure 4. Protection zone within the mining lot without (a./) and with (b./) backfill – for the notation see eq. (1)

A visszatöltés anyaga általában a fedőréteg szerves anyagot nem tartalmazó – nem humuszos – része. Ez a meddő, mely haszonanyagként nem minden esetben értékesíthető. Vízvezető képessége a homokos kavicsnál – de gyakran még a finom homoknál is – csekélyebb, finomabb frakciójú, általában iszap-agyag. A visszatöltés anyagának és kialakításának részletesebb leírását korábbi munkáinkban (Csoma és Wagner 2022, 2023) megadtuk. Visszatöltés alkalmazása esetén a leggyakoribb kérdés a rendelkezésre álló anyag szivárgási tényezője alapján a mű méretének – jellemzően szélességének – becslése, mellyel valamely elfogadható állapot elérhető, így például a lecsökkent tartózkodási idő is helyreállítható.

A korábbiakban többféle célú, többféle kialakítású visszatöltést elemeztünk (Csoma és Wagner 2022), részben megadva a választ a fenti kérdésre is. Ezek közül az

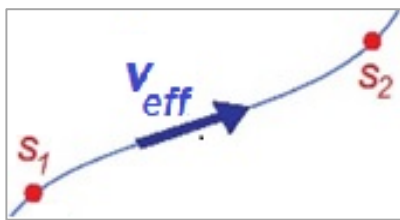
egyik módszer a víztermelő létesítménytől távolabb jól alkalmazható és későbbiekben bemutatandó eljárással azonos alapokon nyugszik, így először ezt ismertetjük.

A módszer alapja a Darcy-törvény következő formája:

$$v = -k \frac{dh}{ds} \quad (1)$$

ahol:

- $v$ , (m/d) : a Darcy-féle szivárgási sebesség,
- $k$ , (m/d) : a szivárgási tényező,
- $h$ , (m) : a nyomásszint vagy talajvízszint valamely viszonyító sík fölött,
- $dh$ , (m) : a nyomásmagasság (talajvízszint) megváltozása,
- $ds$ , (m) : a víz által megtett úthossz,
- $S = dh/ds$  : a hidraulikus gradiens.



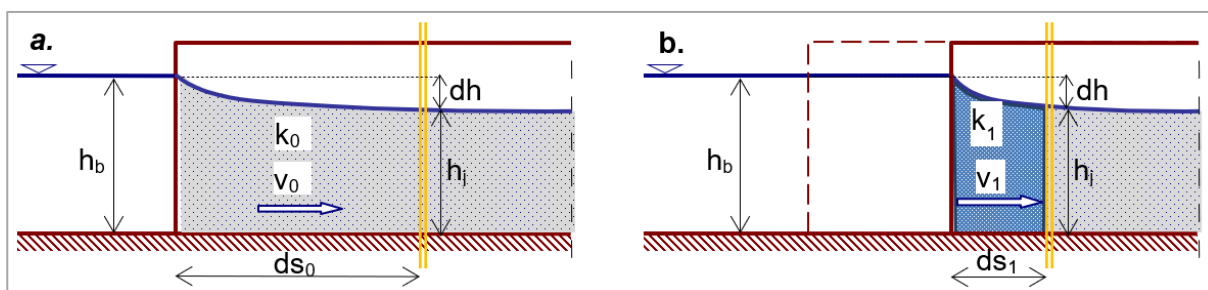
5. ábra. Tartózkodási idő az áramvonal két pontja között – jelölések a (3) egyenletnél

Figure 5. Travel time between two points of a streamline – for notation see eq. (3)

Egy adott áramvonal mentén, az 5. ábra feltüntetett két pontja között a tartózkodási vagy elérési idő a szivárgás tényleges  $v_{eff}$  sebességének figyelembevételével, a sebesség általános definíciója alapján a következő módon kapható meg:

$$v_{eff} = \frac{ds}{dt} \quad (2)$$

melyből az időtartam:



6. ábra. Hidraulikai és geometriai jellemzők a./ a kitermelés előtt és b./ a visszatöltés után – jelölések az (1) egyenletnél  
Figure 6. Hydraulic and geometric parameters a./ before exploitation and b./ after exploitation with backfill – for notation see eq. (1)

A sebességek a két esetben az (1) egyenlet alapján:

$$v_0 = -k_0 \frac{dh_0}{ds_0} \quad \text{illetve} \quad v_1 = -k_1 \frac{dh_1}{ds_1} \quad (4)$$

A  $ds_0$  illetve  $ds_1$  hosszak a tópart és a bányatelek határa közötti távolságot jelzik, a telekhatár menti határpillér figyelembe vételétől továbbra is eltekintünk. Ezen szakaszok mentén a viszonylag kis távolság miatt a sebesség hossz menti megváltozását is elhanyagoljuk, így állandó, átlagos sebességgel a tartózkodási idő (3) összefüggése is egyszerűsödik, az integrál helyett a következő lesz:

$$T_0 = \frac{ds_0 \cdot n_0}{v_0} \quad \text{illetve} \quad T_1 = \frac{ds_1 \cdot n_1}{v_1} \quad (5)$$

A (1) Darcy-törvény szerinti sebességek figyelembe vételével az (5) időtartam így az alábbi:

$$T_0 = \frac{ds_0^2 \cdot n_0}{k_0 \cdot dh_0} \quad \text{illetve} \quad T_1 = \frac{ds_1^2 \cdot n_1}{k_1 \cdot dh_1} \quad (6)$$

Az (6) összefüggésben szereplő hosszúságok jelölését a 6. ábra mutatja. Az ábrán megadott  $h_b$  a bányató szintje, míg  $h_i$  a talajvízszint a bányatelek határán, mely utóbbit a környező területek vízjárása határoz meg. A  $dh = h_b - h_i$ , szintkülönbséget a bányászat hatására változatlanak tekinthetjük, így  $dh_0 = dh_1 = dh$ , melyet a 6. ábra is már így jelöl. A terület  $k_0$  és a visszatöltés  $k_1$  szivárgási tényezőjének értékére korábbi munkáink (Csoma és Wagner 2022, Csoma 2023) támpontot adnak. Az  $n$  porozitás viszont az eltérő talajnemek esetén a szivárgási

$$T = \int_{S_1}^{S_2} \frac{1}{v_{eff}} ds = \int_{S_1}^{S_2} \frac{n}{v} ds \quad (3)$$

ahol az előbbieken túl:

$v_{eff}$ , (m/d) : a szivárgás tényleges sebessége (lásd 5. ábra) mely a Darcy-féle sebesség segítségével  $v_{eff} = v/n$ ,  
 $n$ , (-) : az effektív porozitás,  
 $T$ , (d) : a tartózkodási vagy elérési idő.

Míndezekeket a 4. ábra szerinti bányatelekre is alkalmazhatjuk. A terület részletes jellemzőit a 6. ábra mutatja a kitermelés megkezdése előtt és annak befejeztével. Az a./ rész kiindulási állapotában az ott jelzett  $ds_0$  szakasz kitermelése, majd  $ds_1$  védősáv visszatöltése után alakul ki a b./ rész végállapota. A továbbiakban minden esetben 0 alsó indexszel jelöljük a 6. ábra a./ részére vonatkozó kitermelés előtti, és 1 alsó indexszel az ábra b./ részére vonatkozó, végső állapotban elvárt mennyiségeket. Alsó index nélkül az adott mennyiség a két állapot, azaz a két ábrarész esetén megegyezik, melynek további magyarázatára később még kitérünk.

tényező nagyságrendi változásai mellett olyan kis mértékben – néhány %-kal – módosul, hogy a változástól eltekinthetünk, így  $n_0 = n_1 = n$ .

Míndezekekkel célunk a tartózkodási idő helyreállítása, tehát az, hogy a kitermelés felhagyása utáni helyzet ne legyen kedvezőtlenebb, mint annak megkezdése előtt. Számszerűsítve  $T_0 \leq T_1$ , mely – figyelembe véve a változatlanul maradó mennyiségeket is – a következő lesz:

$$\frac{ds_0^2 \cdot n}{k_0 \cdot dh} \leq \frac{ds_1^2 \cdot n}{k_1 \cdot dh} \quad (7)$$

Így a visszatöltés szükséges  $ds_1$  mérete az alábbi:

$$ds_1 \geq ds_0 \sqrt{\frac{k_1}{k_0}} \quad (8)$$

A fent ismertetett módszer – bár számos közelítést tartalmaz – az igen egyszerű (8) összefüggéssel megbízhatóan tudja becsülni az igényelt méretet. Alkalmazásának korlátja azonban az, hogy a kút hatását párhuzamos áramlással közelíti, mely csak a víztermelő műtől távolabb, rövid szakaszon elfogadható.

## VISSZATÖLTÉS MÉRETE KUTAK KÖRNYEZETÉBEN

### A fejezet célja

A fent részletezett egyszerű összefüggés párhuzamos áramlás feltételezése mellett alkalmazható. Ez egy kúttól vagy kútcsoporttól távolabb még elfogadható közelítés le-

het, a kút környezetében azonban jellemzően sugár irányú áramlás alakul ki, melynek figyelmen kívül hagyása komoly bizonytalanságokat okozhat.

A kutakkal kapcsolatos összefüggések ezen túl homogén talajt feltételeznek, azaz a  $k$  szivárgási tényező állandó. Ezzel viszont nem lehet a kút vízgyűjtő területén az alapértéktől eltérő szivárgási tényezőjű visszatöltést figyelembe venni. Az ellentmondások azonban feloldhatók a virtuális kutak módszerének segítségével, ahol bizonyos jelenségeket egy vagy több fiktív kúttal helyettesítünk. A módszer leggyakoribb alkalmazási módja nyílt vízfolyás helyettesítése megfelelő helyen elhelyezett, megfelelő hozamú virtuális vízbetápláló kúttal, vagy vízzáró határ hatásának leírása virtuális víztermelő kúttal.

A következőkben röviden bemutatjuk a hazánkban ritkábban használt virtuális kutak módszerének alapjait, megadva a két fenti alapeset legfőbb jellemzőit, majd a kút vízgyűjtőjét egyenes vonalban kettéosztó visszatöltés figyelembe vételét részletezzük. Az így kapott összefüggéseket egy bányatelek közelében működő magányos kút vizsgálatára alkalmazzuk, bemutatva az általánosítás lehetőségeit is.

#### A virtuális kutak módszerének alapjai

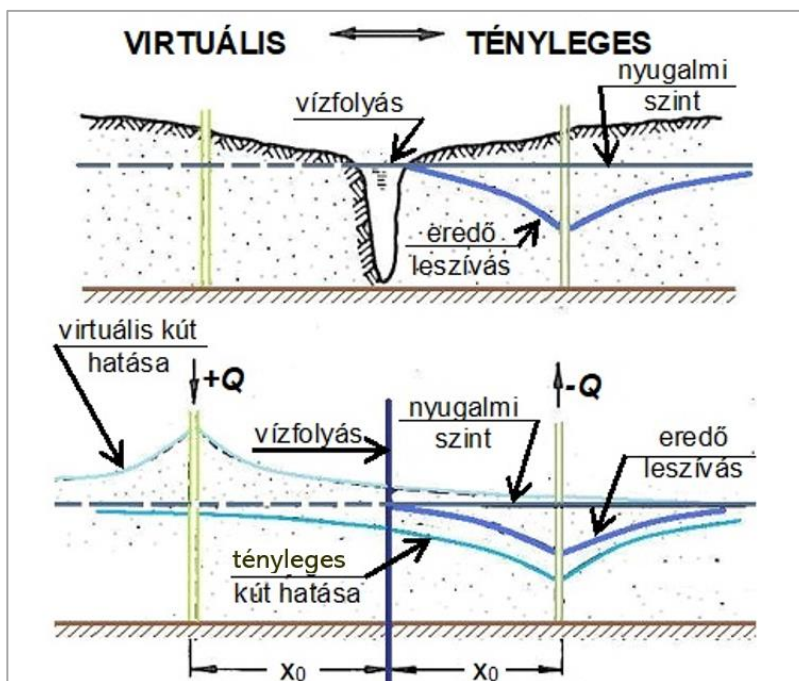
Nehéz meghatározni, hogy a virtuális kutak módszere mikor alakult ki, illetve kinek a nevéhez köthetik. Nagyjából az 1960-as évek óta számos kúthidraulikával, vagy azzal is foglalkozó szakkönyv említi, különösen az angol nyelvterületen. Angol elnevezése „method of images” (TNO 1964), míg a német irodalom inkább a „Spiegelungsverfahren” (tükrözéses eljárás) (Busch és Luckner 1972) megnevezést alkalmazza. Jelen pontban a módszer két, fent is említett alapesetének, valamint néhány összetett határ leírásának rövid összefoglalását adjuk meg, mellőzve a részletes levezetéseket.

A kutakat leíró alapösszefüggések a vízvezető réteget végtelen kiterjedésűnek tekintik. Ez a közelítés azonban számos esetben nem alkalmazható, mivel az áramképet a közelben húzódó valamely fizikai határ egyértelműen befolyásolja. Ezen fizikai határ alapesetben lehet vízvezető és vízzáró, melyek kezeléséhez a virtuális kutak módszere jól alkalmazható. Ennek lényege abban áll, hogy az egyenes határt, mely a vízvezető réteget kettéosztja, egyedi kút esetén egy kúttal, csoport esetén az eredetivel megegyező számú kútcsoporttal helyettesítjük. Ezek a virtuális kutak a határ áttellenbe eső oldalán helyezkednek el, a határtól éppen olyan távolságra, mint maga a vizsgált kút (vagy kutak), mely valójában egyfajta tükrözés. Innen ered a módszer német elnevezése is.

A virtuális kút hozamának nagysága megegyezik a tényleges kút hozamával. Azt azonban, hogy termelő vagy betápláló kút lesz – azaz az előjelét – a határ jellege adja meg.

Amennyiben a határt ilyen módon egy vagy több virtuális kúttal helyettesítettük, a szuperpozíció elve azonos módon alkalmazható az összes – valós és képzetes – kútra. A módszer mind szabad felszínű, mind nyomás alatti vízvezető rétegekre alkalmazható időben állandó és változó vízmozgás esetében is. Mindezekhez a vizsgált rendszer az alábbiaknak kell hogy eleget tegyen:

- a kutak üzembe lépését megelőzően a talajvíz felszíne vízszintes;
- a határ függőleges irányban a teljes vízvezető réteget harántolva a vízzáró fekvést eléri;
- a kútsugár számottevően kisebb a kút és a határ közötti távolságnál;
- a kút távolhatása számottevően nagyobb a kút és a határ közötti távolságnál, azaz a határ a kút vízgyűjtőjére esik.



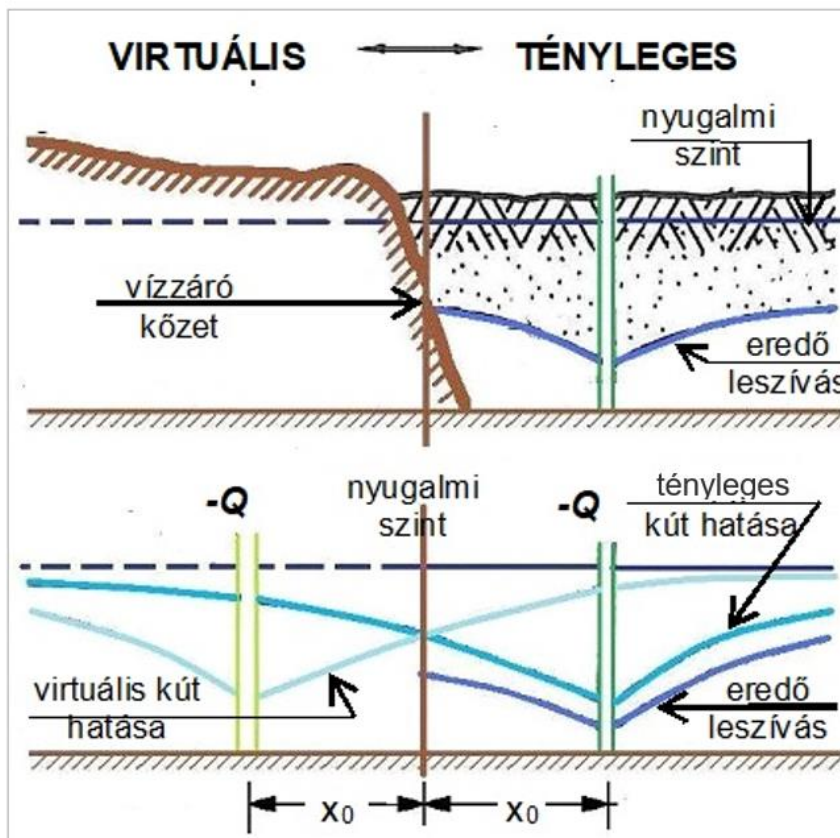
7. ábra. Kút nyílt határ közelében  
Figure 7. Well near a recharge boundary



Ha a kút közelében vízfolyás húzódik (7. ábra felső része), a kút a kiemelt víz egy részét a folyóból kapja. A folyó alkotta vízvezető határt helyettesítjük egy olyan feltételezett – virtuális – térrel, benne egy kúttal, melynek

- hozama a tényleges kút hozamával egyezik meg, előjele azonban ellentétes;
- távolhatása és átmérője megegyezik a tényleges kút értékeivel;
- a tényleges és a virtuális kutak a határ ellentétes oldalán, határtól azonos  $x_0$  távolságra helyezkednek el.

Maga a teljes áramkép a hidromechanika egyik ismert összetett áramképe, mely az azonos erősségű forrás (+ $Q$ ) és nyelő (- $Q$ ) szuperpozíciójából adódik, köríveket alkotó áramvonalakkal. A folyó maga ekvipotenciális vonal, a rá merőleges áramvonalak jelzik a vízmozgást a kút irányába. A tényleges kút leszívása összeadódik a virtuális kút szintemelkedésével, kialakítva a tényleges oldalon az eredő leszívást. Ezt mutatja a 7. ábra alsó része.



8. ábra. Kút vízzáró határ közelében  
Figure 8. Well near an impervious boundary

Ha a kút közelében valamely vízzáró képződmény található (8. ábra felső része), akkor a kút ebből az irányból utánpótlást nem kaphat. Ha a határ vízvezető képessége elhanyagolható, rajta keresztül áramlás nem lehetséges. Ezt helyettesíti egy olyan virtuális tér és kút, melynek

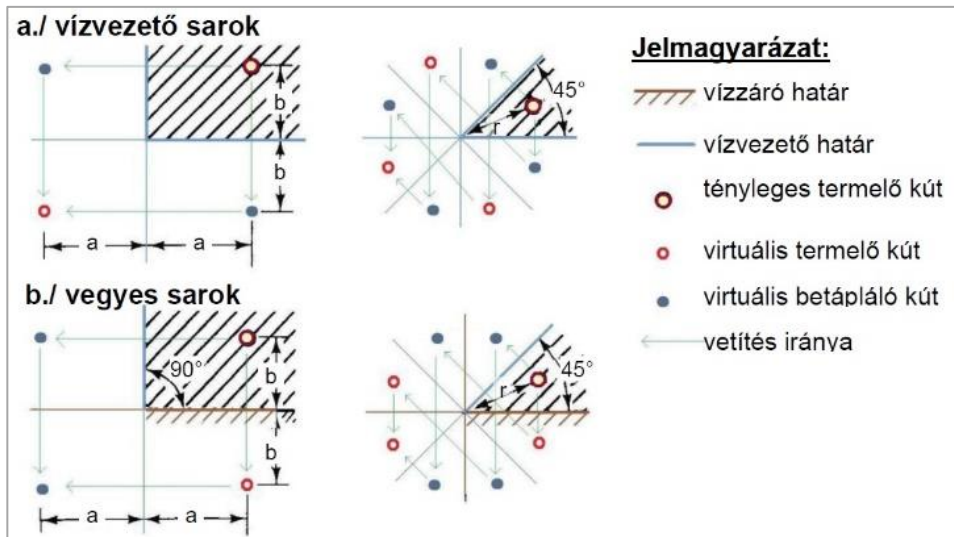
- hozama a tényleges kút hozamával azonos előjellel megegyezik;
- távolhatása és átmérője megegyezik a tényleges kút értékeivel;
- a tényleges és a virtuális kutak a határ ellentétes oldalán, határtól azonos  $x_0$  távolságra helyezkednek el.

Maga az áramkép a hidromechanika egy másik jólismert összetett áramképe, mely az azonos erősségű nyelők (- $Q$ ) szuperpozíciójából adódik. A tényleges és virtuális kutak közötti felező egyenes itt áramvonal, melyen kereszt-

tül vízmozgás nem lehetséges. A tényleges és virtuális kutak leszívása összeadódik, melyet a 8. ábra alsó része mutat.

A két fenti alapeset részletes matematikai leírását nem adjuk meg, az bőségesen megtalálható a hidromechanikai (Németh 1963, Bogárdi 1979) vagy talajvíz-hidraulikai (Bear 1972, 1979, Busch és Luckner 1972) szakirodalomban.

Szintén a szakirodalom tartalmazza a módszer alkalmazását nemcsak egyenes, hanem tört vonalú vagy egyéb határok esetére is. Így megfelelően elhelyezett virtuális kutak, kútcsoportok segítségével sarkok, két oldalán lehatárolt sáv, három vagy négy oldalán zárt téglalap, kör alakú szigeten excentrikusan elhelyezett kút, stb. is vizsgálható. Ezek közül ad meg néhány példát a 9. ábra, mely 90°-os és 45°-os sarkokat mutat.



9. ábra. Valós és virtuális kutak összetett határok közelében  
Figure 9. Real and image wells near compound boundaries

A 9. ábra a./ része két vízfolyással határolt területet mutat, mely lehet például egy mellékág torkolatvidéke. A bal oldali, egymással  $90^\circ$ -ot bezáró vízvezető határok – főág, mellékág – esetén a termelő kutat először például a vízszintes határra tükrözzük. Ezt jelöli a vékony halvány-szürke nyíl. Ezután mindkettő – a valós és a képzetes – kutat a függőleges határra, illetve a virtuális térben annak meghosszabbítására tükrözve alakul ki az összesen három virtuális és egy tényleges kút alkotta rendszer, melyből az előjelváltások miatt kettő termelő és kettő betápláló. Azaz valamennyi valós és virtuális kutat minden határra vagy annak meghosszabbítására tükrözni kell. A tükrözés sorrendje felcserélhető, ugyanarra jutunk, ha előbb függőlegesen, majd vízszintesen tükrözzük. Az eredő áramkép a négy egyedi áramkép szuperpozíciójából alakul ki. A  $45^\circ$ -os sarok esetén a valós és az összes virtuális kút minden egyes határra történő tükrözése nyomán, melyet az ábra is mutat, a kutak váltakozó előjellel egy  $r$  sugarú kör nyolc pontjába kerülnek.

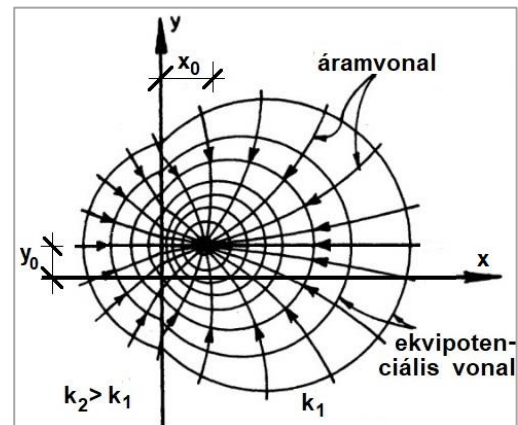
A 9. ábra b./ része vízfolyás és vízzáró határ alkotta sarkokat mutat. Itt a vízvezető határra történő tükrözés továbbra is előjelváltó, míg vízzáró határ esetén az előjel nem változik. A tükrözés további jellemzői a fent megadottakkal egyeznek meg. Mindkét – és valamennyi további – esetben azonban közös, hogy a határok egymással  $180^\circ$ -nál kisebb szöget zárnak be.

Virtuális kutakkal vizsgálható továbbá a szivárgási tényező értékének egyenes vonal menti megváltozása is, mely a kút vízgyűjtő területét kettéosztja. Ezen utóbbi esetet az alábbiakban részletesen bemutatjuk.

#### A szivárgási tényező lokális megváltozásának leírása virtuális kúttal

Az előző pontban megadottak alapján szivárgási tényező lokális megváltozása is leírható virtuális kúttal, melyre Jacob Bear ad megoldást (Bear 1972, 1979). Ezt mutatja a 10. ábra, ahol az  $y$  tengely bal oldalán nagyobb, míg a jobb oldalon, a kút környezetében kisebb a  $k$  szivárgási tényező. Ha a 10. ábra  $y$  tengelyét a bányatelek határára helyezzük, és a jobb oldali rész lesz a vízvezetőbb, a

bal pedig vízzáróbb, ezen bal oldali rész lehet az a visszatöltés, mely a vízbázis védelmét megadja.



10. ábra. Kút áramképe változó szivárgási tényezőjű környezetben Bear (1979) nyomán

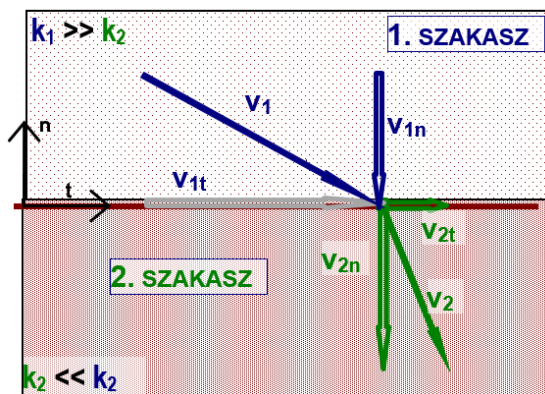
Figure 10. Well near a boundary of different permeabilities after Bear (1979)

Az áramkép főbb jellemzőinek, a sebességek vagy a talajvízszintek meghatározásához tekintsük először a két szakasz határát, mely jelen esetben az egyszerűség érdekében az  $y$  tengely. Egy ilyen szakaszhatárt mutat a 11. ábra, ahol a két, eltérő szivárgási tényezőjű térrész – az ábrán szakasz –  $v$  sebesség vektorait is eltérő színek jelölik. Az ábra lokális koordinátarendszert alkalmaz a határral párhuzamos (tangenciális,  $t$ ) és arra merőleges (normális,  $n$ ) iránnyal, melyekkel alsó indexben a kétoldali sebességvektorok komponenseit is jelöli. A határon a folytonosság biztosítandó, azaz

1. a talajvízszintek vagy nyomásszintek ( $h$ ), illetve azok megváltozása, az  $s$  leszívás a határ két oldalán azonos kell legyen,  $h_1 = h_2$  illetve  $s_1 = s_2$ ;
2. mivel az 1. jelű szakaszból kilépő víz maradéktalanul átlép a 2. jelű szakaszba, ezért egységnyi területre vonatkoztatva a folytonosság miatt a két normális irányú sebességkomponens meg kell egyezzen egymással,  $v_{1n} = v_{2n}$ ;

3. a nyomásmagasság szakaszhatárral párhuzamos  $\frac{\partial h}{\partial t}$  esése a szakaszhatár mindkét oldalán azonos kell legyen, így az (1) Darcy-törvény segítségével

$$v_{1t} = -k_1 \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{és} \quad v_{2t} = -k_2 \frac{\partial h}{\partial t}, \quad \text{melyből} \quad \frac{v_{1t}}{k_1} = \frac{v_{2t}}{k_2} \quad (8)$$



11. ábra. Sebességkomponensek a vízvezető képesség változásának helyén

Figure 11. Velocity components at the border of different permeabilities

A sebesség irányának és nagyságának megváltozása tehát a két szakasz szivárgási együtthatóinak arányától függ. Figyelembe véve a  $k_1$  és  $k_2$  szivárgási együtthatók viszonyát, megállapítható, hogy például nagy vízvezető képességű szakaszból a határral közel párhuzamos sebességgel mozgó víz áramlási iránya kisebb vízvezető képességű szakaszba lépve inkább a merőlegeshez közelebb lesz. A jelenség a fénytöréssel analóg.

Ezután tekintsük újra Bear (1979) ábráját, melyet a 10. ábra mutat. Itt a termelő kút az  $(x_0, y_0)$  működik, adott  $Q$  hozammal. Helyezzünk el egy virtuális kút szintén az  $y_0$  helyen, de az  $y$  tengelytől balra, szintén  $x_0$  távolságra,  $C \cdot Q$  hozammal. Ezen két kút okozza a jobb oldali ( $x > 0$ ) részen a talajvíz nyugalmi szinttől való eltérését –  $s$  leszívását –, mely nyomás alatti vízvezető rétegben, permanens áramlás esetén az alábbi:

$$s_1(x, y) = \frac{Q}{4\pi k_1 H} \ln \frac{R^2}{(x-x_0)^2 + (y-y_0)^2} + \frac{C \cdot Q}{4\pi k_1 H} \ln \frac{R^2}{(x+x_0)^2 + (y-y_0)^2} \quad (9)$$

ahol a korábbi jelöléseken túl

- $Q$ , ( $\text{m}^3/\text{d}$ ) : a vizsgált kút hozama,  
 $H$ , (m) : a vízvezető réteg vastagsága,  
 $R$ , (m) : a kút távvolhatása,  
 $x, y$ , (m) : a két vízszintes koordináta.

Az összefüggés első tagja a tényleges, a második a virtuális kút hatását adja meg. Ugyanitt, az  $x > 0$  féltérben a két sebességkomponens következő lesz:

$$v_{1x}(x, y) = \frac{Q}{2\pi H} \cdot \frac{x-x_0}{(x-x_0)^2 + (y-y_0)^2} + \frac{C \cdot Q}{2\pi H} \cdot \frac{x+x_0}{(x+x_0)^2 + (y-y_0)^2}, \quad (10)$$

$$v_{1y}(x, y) = \frac{Q}{2\pi H} \cdot \frac{y-y_0}{(x-x_0)^2 + (y-y_0)^2} + \frac{C \cdot Q}{2\pi H} \cdot \frac{y-y_0}{(x+x_0)^2 + (y-y_0)^2} \quad (11)$$

A bal oldalon ( $x < 0$ ) megjelenő hatás olyan, mintha a más szivárgási tényező miatt más  $-B \cdot Q$  hozamú valós kút működne, ahol  $B$  a  $C$ -hez hasonló állandó. Ez valójában a védőidom bányatelekre eső része, ahol az  $s$  leszívás a következő:

$$s_2(x, y) = \frac{B \cdot Q}{4\pi k_2 H} \ln \frac{R^2}{(x-x_0)^2 + (y-y_0)^2} \quad (12)$$

A bal oldali sebességkomponensek az alábbiak lesznek:

$$v_{2x}(x, y) = \frac{B \cdot Q}{2\pi H} \cdot \frac{x-x_0}{(x-x_0)^2 + (y-y_0)^2} \quad (13)$$

$$v_{2y}(x, y) = \frac{B \cdot Q}{2\pi H} \cdot \frac{y-y_0}{(x-x_0)^2 + (y-y_0)^2} \quad (14)$$

A  $B$  és  $C$  állandó értékeit a határvonal menti, előzőekben megadott folytonosság alapján lehet meghatározni. Mivel csak két paraméter ( $B$  és  $C$ ) ismeretlen, a határ mentén – mely jelen esetben az  $x = 0$  helyen a teljes  $y$  tengely – a korábban megadott három feltétel közül elegendő kettő figyelembe vétele, például:

1. a (9) és (12) leszívások azonossága,  $s_1(x=0, y) = s_2(x=0, y)$ ,
2. a határra merőleges (10) és (13) sebességek azonossága,  $v_{1x}(x=0, y) = v_{2x}(x=0, y)$ ,

Fenti feltételek segítségével megkapható a két állandó, melyek a következők:

$$B = \frac{2N}{1+N} \quad \text{és} \quad C = \frac{1-N}{1+N} \quad \text{ahol} \quad N = \frac{k_2}{k_1} \quad (15)$$

A (15) két paraméterével meghatározott, a határral párhuzamos (11) és (14) sebességkomponensek eleget tesznek a harmadik feltételnek mely szerint a határvonalon (itt az  $x = 0$  helyen)

$$\frac{v_{1y}(x=0, y)}{k_1} = \frac{v_{2y}(x=0, y)}{k_2} \quad (16)$$

Részletesebben vizsgálva a (15) két paraméterét, látható, hogy a visszatöltés  $k_2$  szivárgási tényezőjének csökkentésével a  $B$  állandó a 0-hoz tart ( $B \rightarrow 0$ ), a  $C$  pedig az 1-hez ( $C \rightarrow 1$ ). Ezen eset viszont az előző pontban megadott vízáró határ, a valós és a határ túlsó oldalán vele azonos erősségű virtuális kúttal egyezik meg. Így a 8. ábra szerinti valós rész áramképe és jelen pont  $x > 0$  féltérén kialakuló áramkép megegyezik. Hasonlóan, ha például a  $k_2$ -t növeljük,  $B \rightarrow 2$  mellett a virtuális kút  $C$  állandója előjelet váltva a -1-hez tart ( $C \rightarrow -1$ ), azaz megkapjuk a korábbi vízvezető határt az előjelváltó virtuális kúttal. Így itt a 7. ábra szerinti valós rész áramképe egyezik meg jelen pont  $x > 0$  féltérén kialakuló áramképpel.

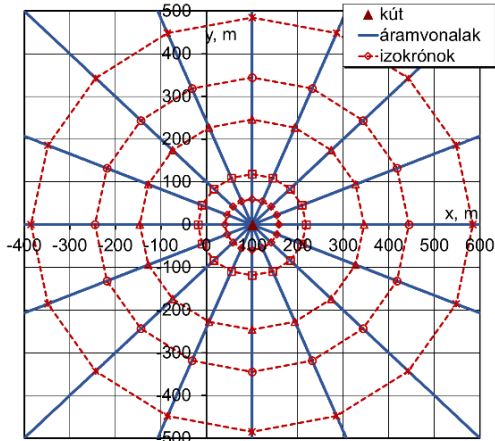
Így valójában a 10. ábra hidraulikai helyzete egyik szélső esetének tekinthető a 8. ábra, ahol  $k_2 \rightarrow 0$ , míg a másik szélső eset a 7. ábra, ahol  $k_2 \rightarrow \infty$ .

Mindezek alapján a 10. ábra, illetve a (9)-(12) összefüggések szerinti – tényleges és virtuális kutak által alkotott – áramkép alkalmas lehet az elérési idő helyreállítására létesítendő visszatöltés vizsgálatára.

## VISSZATÖLTÉS KIALAKÍTÁSA KUTAK KÖZELÉBEN

### Áramkép, izokrón visszatöltés nélkül

Amennyiben az  $y$  tengelytől jobbra, az  $(x_0, y_0 = 0)$  helyen elhelyezett, adott hozamú kút áramképét megszerkesztjük, a 12. ábra szerinti képet kapjuk.



12. ábra. Kút áramképe homogén környezetben  
Figure 12. Flow net of a well, constant permeability

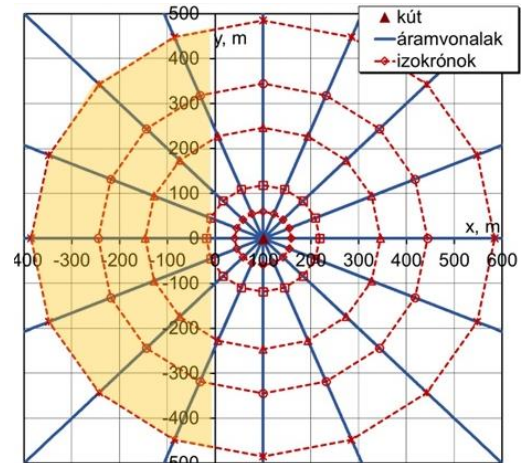
Ez esetben nem a hidromechanikából jól ismert módon, az áramfüggvény általános egyenlete alapján készítettük el a kék színű áramvonalakat, hanem közelítő módon, a kút palástjáról áramlásiránnyal ellentétesen elindított vízrézecskek nyomkövetésével. Bár itt a hagyományos áramképszerkesztés áram- és ekvipotenciális-vonalakkal még alkalmazható lett volna, azonban a következő pontban, visszatöltéssel már lényegesen nehezebb. Ezért alkalmaztuk a közelítő, nyomkövetéses módszert. További előnye az időlépésenként elmozdulásokat számító módszernek az, hogy az időlépések összegzésével az adott áramvonal mentén az elérési vagy tartózkodási idő is rendelkezésünkre áll.

A 12. ábra kék folytonos vonalai a sebességvektorral párhuzamos áramvonalak, a bordó szaggatottak azonban nem a szintvonalak (ekvipotenciális vonalak), hanem az izokrónok, melyeket az áttekinthetőség érdekében 1, 10, 50, 100 és 200 időlépésenként adunk meg. Ezen kialakítást minden további hasonló ábrán megtartjuk. Ezek azon pontok összességét jelentik, melyből a víz egy adott időtartam alatt eléri a kútát, azaz az azonos tartózkodási vagy elérési idejű görbék. Magányos kút esetén az izokrónok ugyanúgy koncentrikus köröket alkotnak, mint a szintvonalak, a kúttól mért  $r$  távolságuk a kútképlet és a tartózkodási idő definíciója alapján elméleti úton is meghatározható:

$$r = \sqrt{\frac{Q \cdot T}{\pi \cdot n \cdot H}} \quad (17)$$

Egy víztermelő létesítmény adott szintű védőterületét éppen az itt megadott izokrónok alapján határozzák meg, így a hidrogeológiai védőövezet B zónáját az 50 éves elérési időhöz jelölik ki.

Ha a 12. ábra szerinti elrendezésben a bányatelek határa az  $y$  tengely, az ábra legszélső izokrónja pedig a kút védőidomának vonala, látható, hogy a bányászat egy tekintélyes méretű, körszeletnyi területen kerülhet ellentétbe a vízbázisvédelem érdekeivel. Ezt szemlélteti a 13. ábra színezett területe.



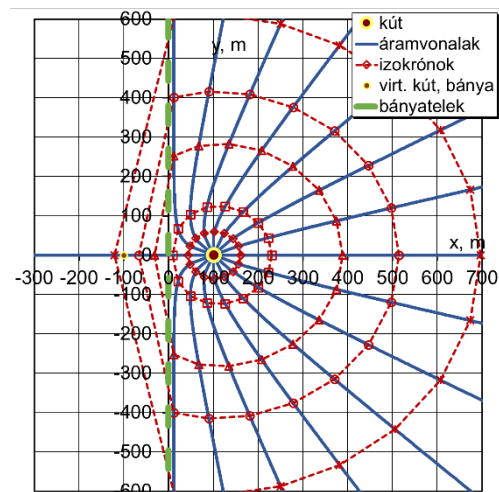
13. ábra. Védőidom a bányatelen

Figure 13. Protection zone reaching the mining lot  
Megjegyzés: sárga terület-a bányatelek és a védőidom közös metszete  
Note: yellow area-common cross-section of the mining lot and the protection zone

A konfliktushelyzet feloldására alkalmazható a kitermelés utáni azonnali visszatöltés, melyet a következő bekezdés részletez.

### Áramkép, izokrón visszatöltéssel

Ha a bányatelek vízbázis felé eső részén ( $x < 0$ ) az eredeti  $k_1$  vízvezető képességű réteget vízzáróbb ( $k_2 < k_1$ ) meddővel helyettesítjük, a fenti, Bear-féle módszer nyomán az áramkép változatlan kúthozam esetén is jelentősen megváltozik, mivel az előző pontnak megfelelően a bányatelek bánya felőli oldalán megjelenik a virtuális kút. A kút hatását a (9), (10) és (11) összefüggések jobb oldali második tagja veszi figyelembe. Egy ilyen esetet mutat  $k_2/k_1 = 0,1$  aránnyal a 14. ábra, mely továbbra is a fent megadott nyomkövetéssel készült. Az ábra az áramvonalak és az izokrónok mellett zöld szaggatottal feltünteteti a bányatelek határát és a valós kúthoz képest kisebb, de azonos színű jelölővel adja meg a visszatöltés miatti virtuális kútát. Ez a virtuális kút szintén termelő. Ezen jelölést minden további ábrán is így alkalmazzuk.

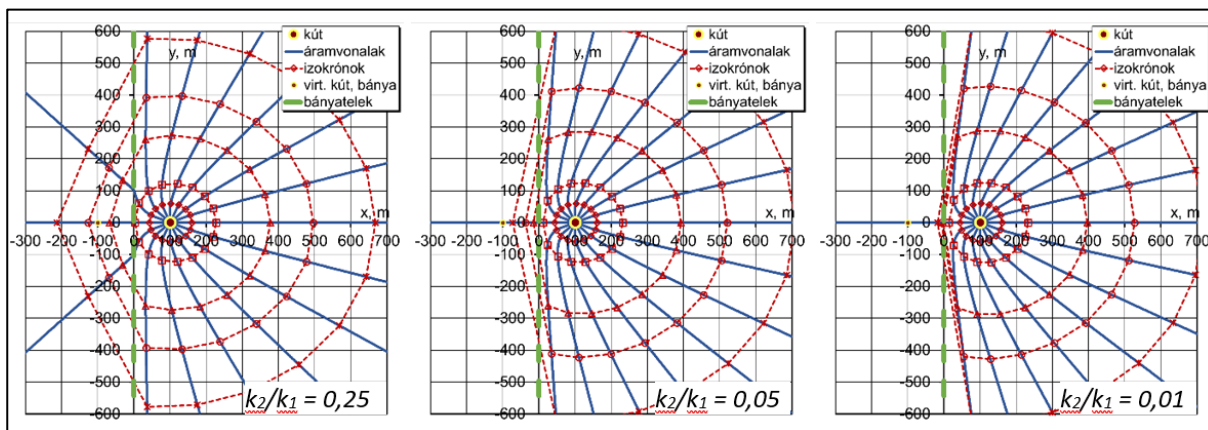


14. ábra. Áramvonalak és izokrónok,  $k_2/k_1 = 0,1$   
Figure 14. Streamlines and isochrones,  $k_2/k_1 = 0,1$

A kisebb vízvezető képességű bal oldali rész – a korábbi, közelítő esethez hasonlóan – megnövekedő hidrau-

likai ellenállást jelent, mellyel lecsökken a vízmozgás sebessége és megnövekszik, azaz helyreáll a tartózkodási idő. Tehát az adott tartózkodási időt jelző izokrón vonalak közelebb kerülnek a kúthoz, az áramkép torzul. Főként az  $x < 0$  oldalon látványos a változás, melyet a kisebb szivárgási tényező, azaz a visszatöltés okoz. A jellemzően sugár irányú vízmozgás továbbra is megmarad, a korábban egyenes áramvonalak azonban jelentősen módosulnak.

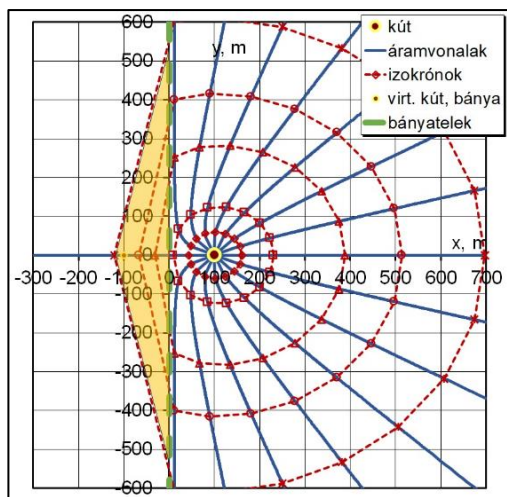
Adott geometriai viszonyok és hozam esetén az áramkép, és ezzel az izokrónok torzulását a szivárgási tényezők aránya határozza meg. Megtartva a korábbi méreteket, a 14. ábra  $k_2/k_1 = 0,1$  aránya mellett tájékoztatásul megszerkesztettük az a  $k_2/k_1 = 0,25$ ,  $k_2/k_1 = 0,05$  és  $k_2/k_1 = 0,01$  arányokhoz az áramképet, melyet a 15. ábra mutat. Az ábrán jól látható, hogy a torzulás mértéke igen érzékeny a szivárgási tényezőre.



15. ábra. Áramvonalak és izokrónok,  $k_2/k_1 = 0,25$ ,  $k_2/k_1 = 0,05$  és  $k_2/k_1 = 0,01$   
Figure 15. Streamlines and isochrones,  $k_2/k_1 = 0,25$ ,  $k_2/k_1 = 0,05$  and  $k_2/k_1 = 0,01$

Ha a 14. ábra szerint a bányatelek határa továbbra is az y tengely, a legszélső izokrón pedig a kút védőidomának visszatöltéssel módosított vonala, a bányatelek területére eső védőidom-rész a 13. ábra körselektének töredéke lesz. Ezt szemlélteti a 16. ábra, az előzőekhez hasonlóan színezett területtel.

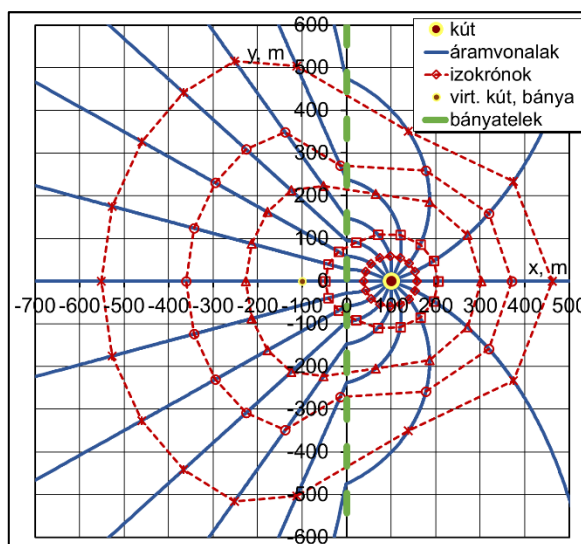
magasabb vízvezető képesség miatt megnő ebben az irányban a kút vízgyűjtő területe. Ezt jelzik a nagyobb vízvezető képességű rész felé eső sűrűbben megjelenő áramvonalak is. Összevetve a 17. ábra bányatelek-határt keresztező áramvonalait a 15. ábra első részén látható, hasonló helyzetű áramvonalakkal, jól látható, hogy az áramvonal irányváltozása mindkét esetben a 11. ábra alapján megfogalmazottakat követi: a nagyobb vízvezető képességű térrész határral közel párhuzamos áramlása a kisebb vízvezető képességű részben a határral számottevően nagyobb szöget zár be. A továbbiakban a  $k_2/k_1 > 1$  esettel részleteiben nem foglalkozunk.



16. ábra: A védőidom torzulása  
Figure 16. The deformation of the protection zone

A színezett terület a bányatelek határa mentén tehát kijelöli a visszatöltés területét is. Ilyen esetben azonban célszerű a határ teljes hossza mentén a legnagyobb igényelt szélességű visszatöltés kialakítása. Ezen maximális méret jelen esetben az x tengelyen metsződik ki.

A vizsgált, bányatelekkel szomszédos vízbázis esetén nem, de másutt előfordulhat a 10. ábra szerinti eset is, amikor a bal oldali rész vízvezető képessége a nagyobb, azaz  $k_2/k_1 > 1$ . Ilyen esetet szemléltet az előbbi paraméterekkel, de  $k_2/k_1 = 10$  aránnyal szerkesztett 17. ábra. Itt a bal oldali

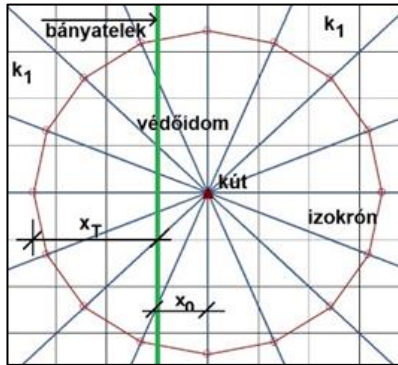


17. ábra. Áramvonalak és izokrónok,  $k_2/k_1 = 10$   
Figure 17. Streamlines and isochrones,  $k_2/k_1 = 10$

#### A módszer általánosítása

Az elméleti háttér tisztázása után célszerű a probléma általánosítása. Ehhez tekintsük a 18. ábra vázlatát, ahol a

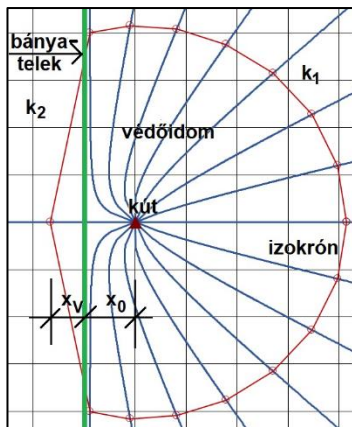
kút a bányatelektől  $x_0$  távolságra, az  $x$  tengely mentén helyezkedik el, védőidoma pedig  $x_T$  távolságra érinti a bányateleket. Ezen utóbbi távolságon szeretnénk csökkenteni úgy, hogy a vízbázis védelme közben ne sérüljön.



18. ábra. Távolságok visszatöltés nélkül  
Figure 18. Distances without backfill

A védőidom méretének csökkentéséhez a tartózkodási idő fenntartása mellett az előzőekben bemutatott számítást kell elvégezzük a visszatöltés többféle  $k_2$  szivárgási tényezőjével, a kút eltérő  $Q$  hozamaival és  $x_0$  elhelyezkedésével, valamint igény esetén eltérő tartózkodási idővel is.

Eredményül minden egyes esetben megkaphatjuk a visszatöltés igényelt  $x_V$  szélességét ahhoz, hogy a megadott tartózkodási idő fenntartható legyen. Ennek egy lehetséges esetét mutatja a 19. ábra.



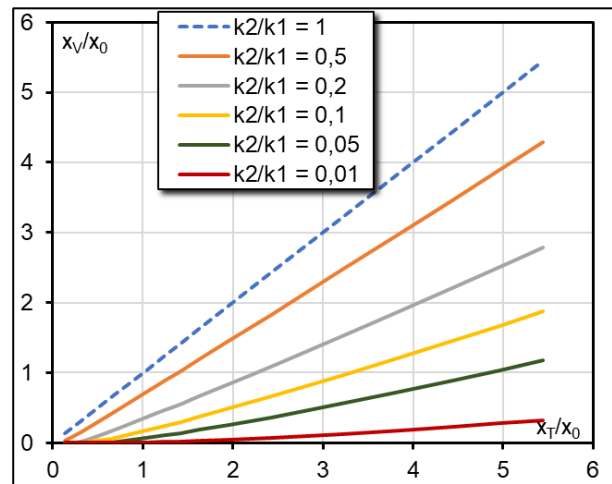
19. ábra. Távolságok visszatöltéssel  
Figure 19. Distances with backfill

Fentiekhez egy adott tartózkodási idő (pl. 50 év) esetén is viszonylag nagy tömegű, de valójában egyszerű számítás elvégzése szükséges. Az általánosítás viszont fajlagos mennyiségek figyelembe vételével könnyen megoldható: például minden hosszúságot az  $x_0$ -lal jelölt kút-bányatelek távolsághoz viszonyítjuk. Esetünkben a közel 100 számítás nyomán kapott grafikont a 20. ábra mutatja. Ehhez egy adott vízvezető réteget és tartózkodási időt, de változó hozamot és visszatöltés-anyagot, valamint a kútnak a bányatelek határához viszonyított változó  $x_0$  elhelyezkedését vizsgáltuk.

A 20. ábra vízszintes tengelyén az  $x_T/x_0$  arány, a függőleges tengelyen az  $x_V/x_0$  arány szerepel, míg a görbésereg paramétere a szivárgási tényezők  $k_2/k_1$  aránya. Valójában a grafikon azt adja meg, hogy a vízmű védőidomának

bányatelekre eső  $x_T$  mérete (vízszintes tengely) illetve visszatöltéssel  $x_V$  mérete (függőleges tengely) hogyan viszonyul a kút és bányatelek közötti  $x_0$  távolsághoz. A grafikon a visszatöltés nélküli esetet is feltünteti, ezt jelöli a kék szaggatott vonal és a  $k_2/k_1 = 1$  arány, mely valójában a 45°-os egyenes, azaz a felező vonal.

A felező vonal fölötti részen a szivárgási tényezők aránya megfordul, az  $x < 0$  térrész lesz a vízvezetőbb, melyet a 17. ábra is mutat. Ez bányatelek környezetében nyilván nem fordulhat elő, azonban egyéb, változatos településű vízparti területeken nem kizárt. Mivel a vizsgált probléma megoldása egyértelműen a kék szaggatott vonal alatti tartomány, a 17. ábra szerinti, felező vonal fölötti résszel a továbbiakban sem foglalkozunk.



20. ábra. Grafikon visszatöltés méretének becsléséhez  
Figure 20. Graph to estimate the size of the backfill

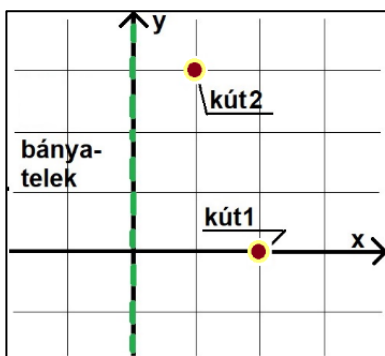
A grafikon viszonylag egyszerűen alkalmazható. Például a vízszintes tengelyen  $x_T/x_0 = 3$  esetén a teljes védőidom háromnegyed része a bányatelekre esik, míg egynegyed része a kút – bányatelekhatár távolság. Ha például ez esetben a visszatöltés anyaga ötödannyira vízvezető, mint az eredeti talaj ( $k_2/k_1 = 0,2$ ), az  $x_V$  méret az eredeti  $x_T$  táv kb. fele, ha  $k_2/k_1 = 0,05$ , akkor már csak az egyhatoda lesz. Mindezekkel jelentős területek szabadulhatnak fel a kitermelésre úgy, hogy közben a szomszédos vízbázis biztonságos üzeme is fenntartható.

Összegezve, megállapítható, hogy egy 20. ábra szerinti grafikon hatékony eszköze lehet kavicsbányák visszatöltéseinek vizsgálatához abban az esetben, ha a bányászat ivóvízbázist érint. Bár a grafikon nagy tömegű számítás igényel, ha egy megfelelő modell kialakítása megtörtént, a számítások elvégzése már csekély idő- és erőforrás-igényű.

#### Továbbfejlesztési lehetőségek

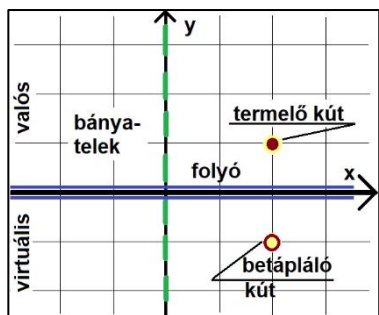
A fenti számítási eljárást és a végeredményül szolgáló grafikont (20. ábra) magányos kútra adtuk meg, végtelen kiterjedésű vízvezető réteg esetén. Azonban a számítás többféle módon is továbbfejleszhető.

Ha a vizsgált területre valamely háttéráramlás is jellemző, úgy annak nagysága a megfelelő sebességvektorokhoz adódik, azaz a szuperpozíció elve továbbra is változatlanul alkalmazható.



21. ábra. Kútcsoport vizsgálata  
Figure 21. The examination of well fields

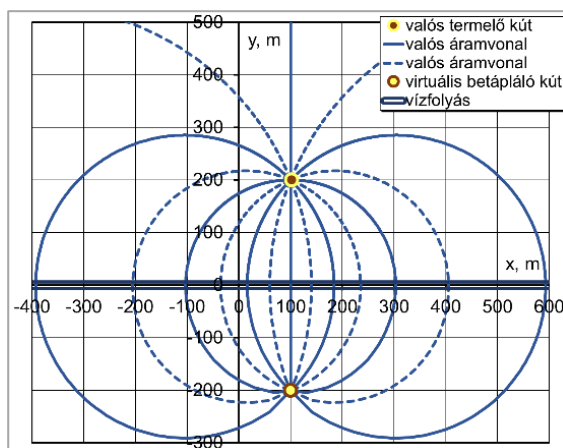
Amennyiben a 21. ábra szerinti kútcsoportok vizsgálata szükséges, melyet a fentiekhez hasonló visszatöltés véd, minden olyan kút esetén, melynek távolhatása nagyobb, mint az adott kút és a bányatelek határ közötti távolság ( $x_0$ ), külön – külön, a 14. ábra szerinti módon a valós mellett virtuális kúttal is ellátandó, melynek főbb paramétereit korábban részleteztük. Az így kialakuló – részben valós, részben virtuális kutak alkotta – bővített kútcsoport a fentiekhez hasonlóan a szuperpozíció elve alapján vizsgálható. Ha egy kút távolhatása számottevően kisebb, mint a bányatelek – kút távolság, arra a visszatöltés már nem hat, tehát egyedi, a 12. ábra szerinti kútként veendő figyelembe, virtuális kút nélkül. Hatása azonban a többi kút hatásához adandó.



22. ábra. Magányos parti szűrészű kút vizsgálata  
Figure 22. The examination of a single bank infiltration well

Parti szűrészű kút esetén is, melyet a 22. ábra mutat, a vízfolyás a 7. ábra szerinti nyílt határnak tekinthető, mely egy, a folyó túlsó partján elhelyezett betápláló kúttal vehető figyelembe. Azonban a korábban értékeltek szerint (lásd 1. ábra és 2. ábra összevetése) itt is lehetséges bányatelek kialakítása. Ezért ezt az esetet gyakorisága miatt kissé részletesebben adjuk meg.

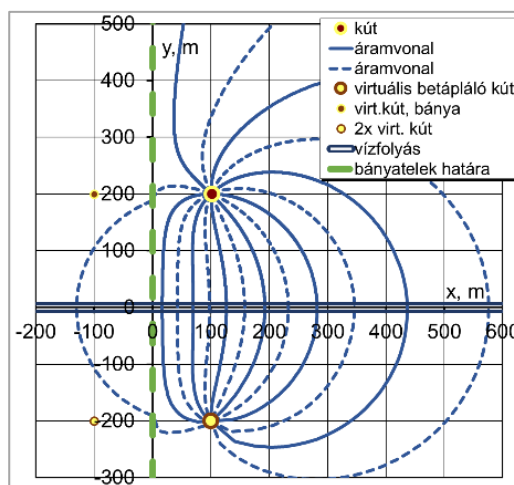
Visszatöltés nélkül a 7. ábra alapesetének - két eltérő előjelű, de azonos erősségű kút - megfelelően alakulnak a korábban is említett kör alakú áramvonalak, melyet a 23. ábra szemléltet. Az ábra az áttekinthetőség kedvéért csak az áramvonalakat mutatja, két folytonos, illetve a későbbi összehasonlíthatóság érdekében minden második vonal esetén szaggatott vonalakkal. A valós térrész a 22. ábra szerint az  $y$  tengely pozitív szakasza, míg a virtuális a negatív oldal. A valós és virtuális kutak előjelváltását a megfordított színezés mutatja. A 16 megszerkesztett áramvonal alapján jól látható, hogy a kutat jelentős részben a folyó táplálja.



23. ábra. Magányos parti szűrészű kút áramvonalai  
Figure 23. Streamlines of a single bank infiltration well

Ha egy ilyen területen a 22. ábra szerint  $x = 0$  határvonallal bánya is üzemel, az esetleges visszatöltését továbbra is a 14. ábra szerint vizsgálhatjuk. Ekkor azonban nemcsak a tényleges kutat kell a folyóra tükrözni, hanem a visszatöltés miatti virtuális kutat is. Természetesen ebben az esetben mindkettő előjelet vált. Ezt mutatja az előzőhöz hasonló kialakítással a 24. ábra, ahol a valós térrész az  $y > 0$ , a virtuális pedig az  $y < 0$  tartomány, a bányatelek határa a visszatöltéssel pedig az  $y$  tengely. Az ábrán az egy valós, termelő kút mellett megjelenik egyrészt a folyó miatt az előző virtuális betápláló kút, valamint a 14. ábra virtuális termelő kútja, mely a visszatöltés figyelembe vételéhez szükséges, és ezen kút tükörképe, fordított előjellel a vízfolyás miatt. Ezen utóbbit jelöli a jelmagyarázat kétszer virtuális kútnak. A kutak jelölőinek színezése a vízkivételnek, illetve betáplálásnak megfelelő. A visszatöltés anyagának szivárgási tényezője az eredeti tizedrésze ( $k_2/k_1 = 0,1$ ), ugyanúgy, mint a 14. ábra esetén.

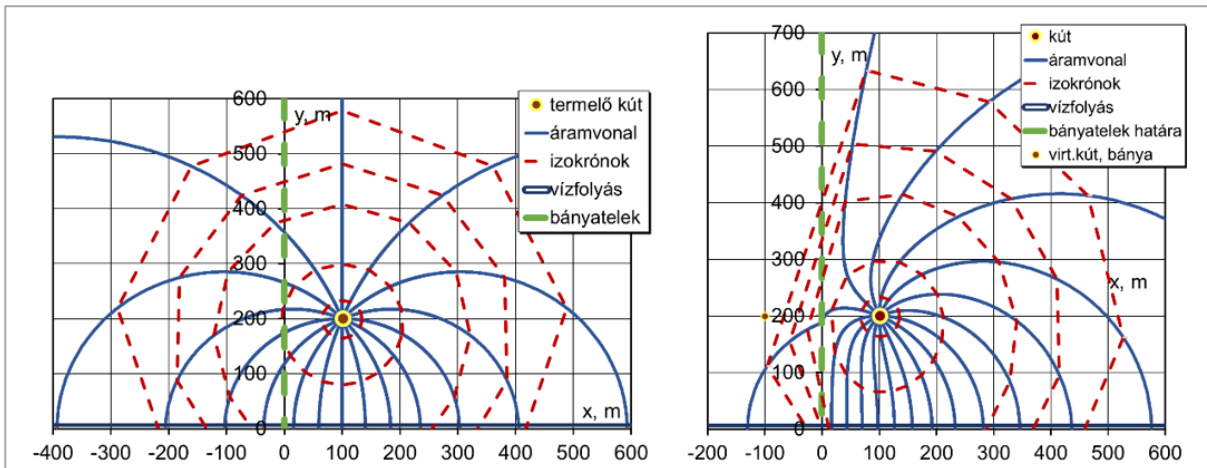
A 24. ábra hasonló jelleget mutat, mint a 23. ábra, de némileg torzult. A torzulás mértékét a szivárgási tényezők aránya befolyásolja, hasonlóan, mint ahogyan azt a 15. ábra sorozata is mutatja. A bányatelek határán megtört szaggatott áramvonal a korábbiakhoz hasonlóan a 11. ábra alapján megadott jelenséget mutatja.



24. ábra. Parti szűrészű kút áramvonalai visszatöltéssel  
Figure 24. Streamlines of a single bank infiltration well with backfill

A 23. és a 24. ábra áramvonalainak összevetéséből jól látszik, hogy visszatöltés nélkül a kút a vízfolyás hosszabb

szakaszából kap vizet, míg visszatöltéssel ez lerövidül, és némileg megnő a háttérterület szerepe.



25. ábra. Áramvonalak és izokronok folyóparton visszatöltés nélkül (bal) és  $k_2/k_1 = 0,1$  arányú visszatöltéssel (jobb)  
Figure 25. Streamlines and isochrones at a river without backfill (left) and with backfill of  $k_2/k_1 = 0,1$  (right)

A 25. ábra a 22. ábra parti szűrészű vízbázisának áramvonalait és izokronjait mutatja. A bal oldali a 12. ábra, a jobb pedig a  $k_2/k_1 = 0,1$  aránnyal megszerkesztett 14. ábra parti szűrésre átdolgozott módosulata. Ebben az esetben is markánsan megmutatkozik a visszatöltés hatása: ha például a legszélső izokronokat tekintjük mértékadónak, a visszatöltés miatt a védőterület bányatelek felé eső része jelentősen lecsökken. A korábban bevezetett paraméterek segítségével a 20. ábra szerinti általánosítás itt is ugyanúgy elvégezhető, a grafikon kialakítható. Ehhez azonban már lényegesen összetettebb számításokat kell nagyobb tömegben elvégezni.

Valójában bármely összetettebb rendszerre egyedileg is kialakítható modell valós és virtuális kutak segítségével, a kutak számának csak az áttekinthetőség szab határt. Amennyiben egy ilyen rendszert – nyilván már nem feltétlenül egy egyszerű Excel táblázattal – sikerül felépíteni, a 20. ábra szerinti, vagy hozzá hasonló grafikon kialakítása már ugyanúgy könnyen megoldható.

## ÖSSZEFOGLALÁS

Mind ivóvízbázisaink, mind kavicslelőhelyeink jelentős része kötődik nagyobb vízfolyásaink környezetéhez. Az ivóvízkincs védelme érdekében kialakított védőövezeteken az egyes tevékenységek – így a bányászat is – szigorúan korlátozottak. Azonban a hidrogeológiai védőövezet B zónáján a kavicsbányászat már nem kizárt. Ezen területeken gyakran igen jó minőségű kavicsvagyon – ásványkincs – található.

Jelen munka során ivóvízbázisok közelében elhelyezkedő kavicsbányatavak talajvízjárást módosító hatásának ellensúlyozására mutattunk be két eljárást. Mindkettő lényege a megfelelő helyen, megfelelő mérettel kialakított visszatöltés, mellyel víztermelő létesítmények védőtávolsága – illetve az ahhoz kötődő tartózkodási idő – biztosítható.

A korábban már ismertetett (Csoma és Wagner 2022, 2023) mindkét esetben elméletileg megalapozott, de egyszerűen alkalmazható eljárást mutattunk be a visszatöltés méretének – jellemzően szélességének – meghatározására.

Az első módszer inkább a kutaktól távolabb alkalmazható, mivel alapfeltevése a párhuzamos áramlás. Az egyszerű összefüggés a Darcy-törvény alapján, a szivárgási tényező függvényében tesz javaslatot a visszatöltés méretére.

A második módszer kúthidraulikai alapokon vizsgálja a vízbázisok védőterületét meghatározó elérési vagy tartózkodási időt. A bányatelek határa mentén kialakítandó visszatöltést a virtuális kutak módszerével közelíti. Végeredménye egy viszonylag egyszerűen előállítható, áttekinthető grafikon, mellyel a visszatöltés mérete a kutak közelében jellemző áramlási viszonyok mellett is megbízhatóan becsülhető. A grafikonon nemcsak egyedi kutak, de kútcsoportok, illetve parti szűrészű kutak esetén is megszerkeszthető, azonban ahhoz már inkább egy megfelelően felépített hidrodinamikai modell szükséges.

Mindezek egyértelműen igazolják, hogy kavicsbányatavak talajvízszintet csökkentő hatásai megfelelően kialakított visszatöltésekkel mérsékelhetők, mely nagyban hozzájárulhat ahhoz, hogy mind a bányászat, mind a vízbázisvédelem szempontjából elfogadható megoldások alakuljanak ki.

## IRODALOMJEGYZÉK

Altmöder A., Aujeszky G., Scheuer Gy. (1989). Duna-földvár-déli országhatár közötti Duna-jobbparti partiszűrészű vízszerezés lehetőségei. Hidrológiai Közlemények 69. évf. 3. szám, pp. 159-167.

Aujeszky G., Petz R., Sajgó Zs., Scheuer Gy. (1990). Új partiszűrészű vízbázis a Duna bal partján Tassnál. Hidrológiai Közlemények 70. évf. 3. szám., pp. 162-172.

Bear, J. (1972). Dynamics of Fluids in Porous Media. American Elsevier Publishing Company Inc. New York

Bear, J. (1979). Hydraulics of Groundwater. McGraw-Hill Inc. New-York.

Bogárdi J. (1979). Hidromechanika. Egyetemi jegyzet, J9-945. Tankönyvkiadó, Budapest.

Busch, K.F., Luckner, L. (1972). Geohydraulik. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig.



Csiszár E. (2020). Kihívások a Tass, Gudmon-foki parti szűrészű regionális vízbázis üzemeltetésében. Hidrológiai Közöny 100. évf. 1. szám, pp. 70–79.

Csoma R. (2023). A szivárgási tényező jelentősége kavicsbányatavak hatásvizsgálata esetén. Hidrológiai Közöny 103. évf. 4. szám, pp. 52–62. <https://doi.org/10.59258/hk.13174>

Csoma R., Wagner F. (2021). A talajvízmozgás modellezése külműveléses kavicsbányák esetén. Magyar Hidrológiai Társaság XXXVIII. Országos Online Vándorgyűlés, p. 20.

Csoma R., Wagner F. (2022). Visszatöltési megoldások kavicsbányatavak kedvezőtlen hatásainak csökkentésére. Magyar Hidrológiai Társaság XXXIX. Országos Vándorgyűlés, p. 21.

Csoma R., Wagner F. (2023). Kavicsbányászat és víz-

bázisvédelem érdekeinek összehangolása megfelelő védőtöltés kialakításával Magyar Hidrológiai Társaság XL. Országos Vándorgyűlés, p. 13.

Igrici-Kavics Kft. <https://igrickavics.hu/hazai-kavicslelohelyek> (Letöltés: 2023.)

Németh E. (1963). Hidromechanika. Egyetemi segéd-könyv. Tankönyvkiadó, Budapest.

Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR). <http://webgis.okir.hu/base/> (Letöltés: 2023)

TNO Hydrologisch Colloquium (1964). Steady Flow of Ground Water Towards Wells. The Hague.

123/1997. (VII. 18.) Kormányrendelet a vízbázisok, a távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízellétesítmények védelméről.

219/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet a felszín alatti vizek védelméről.

## A SZERZŐK



**CSOMA RÓZSA** okleveles építőmérnök (1985), PhD (2007. értekezés: Szabályos és szabálytalan alakú analitikus elemek a talajvízmozgás modellezésére) a BME Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszékének egyetemi docense. Oktatott tárgyai az alap-, mester-, doktori és szakmérnöki képzésben a Hidraulika, Vízépítés, Felszín alatti vizek, valamint ezek speciális fejezetei (legtöbb tárgy angol, az alaptárgyak német nyelven is). Több, mint 110 diplomatervező konzulense. Kutatási területe a szivárgás- és talajvízhidraulika, valamint a műtárgyhidraulika terén áramlási és transzportfolyamatok félanalitikus és numerikus modellezése. 1983 óta tagja a Magyar Hidrológiai Társaságnak (MHT), mely 2021-ben Pro Aqua díjban részesítette. Diplomatervezői az MHT diplomamunka pályázatán mintegy 10 díjat nyertek.



**WAGNER FLÓRA** okleveles infrastruktúra-építőmérnök (2020), tervezőmérnök, doktorandusz a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszékén. PhD kutatási témája a Vízfolyás-talajvíz kölcsönhatás vizsgálata belterületen. Az építőmérnöki képzésben a Hidrológia, Vízépítés, vízgazdálkodás, Felszín alatti vizek és Közlekedési földművek és víztelenítése tárgyak oktatásában vesz részt. 2017 óta az Magyar Hidrológiai Társaság tagja, a BME Zielinski Szilárd Építőmérnöki Szakkollégium Vízépítő Tagozatának senior tagja.

# Fórum

A FÓRUM rovat keretében teret adunk új, különleges technológiai fejlesztések bemutatásának.

## Biohidrometallurgiai technológiák környezeti feltételei – Szakirodalmi összefoglaló

Fleit Ernő<sup>1</sup>

<sup>1</sup> CasterBronz Kft. 1211 Budapest, Transzformátorgyár u. 3/a. (e-mail: office@casterbronz.hu)

DOI: 10.59258/hk.15662



### Kivonat

A CasterBronz Kft. a KFI\_16-1-2017-0471 számú projekt során a Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból biztosított támogatással, a VÁLLALATI KFI\_16 pályázati program finanszírozásában fémekkel szennyezett környezeti közegekből, szennyvíziszapokból, meddőhányókból és ipari hulladékokból történő fémvisszanyerés lehetőségeit elemezte. A laboratóriumi vizsgálatokkal és később félüzemi berendezésekkel sikeresen kidolgoztunk egy olyan technológiát, mely egyes toxikus nehézfémek, ritkaföldfémek és egyéb iparilag fontos fémek biohidrometallurgiai (BHM) eszközökkel történő kinyerését valósítja meg, lehetőséget adva ezen anyagoknak újra hasznosítására. Ebben a közleményben a BHM technológiák hatékonyságát befolyásoló környezeti tényezőket tekintjük át.

### Kulcsszavak

Biohidrometallurgia, környezeti kármentesítés, fémvisszaforgatás, körforgásos gazdaság, biotechnológiai módszerek.

## Environmental conditions of biohydrometallurgical technologies – State of the Art

### Abstract

The project no. KFI\_16-1-2017-0471 has been implemented with the support provided from the National Research, Development and Innovation Fund of Hungary, financed under the VÁLLALATI KFI\_16 funding scheme aimed to develop a technology for the removal of metals, including toxic heavy metals from various environmental media, such as excess wastewater sludge, industrial waste materials, polluted river sediments and various ore materials. In this paper a review is given on the environmental conditions of biohydrometallurgical technologies. In this article, we review the environmental factors affecting the efficiency of BHM technologies.

### Keywords

Biohydrometallurgy, environmental remediation, metal recycling, circular economy, biotechnological methods.

### BEVEZETÉS

Az elmúlt évtizedekben megfigyelhető tendencia volt, hogy a magas fémtartalmú ércek lelőhelyei kimerülőben vannak. Ugyanakkor ezzel párhuzamosan növekedett a világpiacon ezeknek a fémeknek a felhasználására. A belátható jövőn belül tehát azzal fogunk szembesülni a fémek világpiacán, hogy az alacsony fémtartalmú ércekből, meddőből lesz szükséges költséghatékonyan fémeket kinyerni. A hagyományos kohászati, ércfeldolgozási módszerek azonban energiaigényesek, környezetszennyezők és nem alkalmasak az alacsony fémtartalmú anyagokból történő fém előállítására. Mindezek arra mutatnak, hogy egyre növekvő igény van a költséghatékony, olcsó, környezetbarát, ám egyben az alacsony fémtartalmú ércek problémáját kezelni bíró technológiák fejlesztésére; ilyen technológiát kínálnak a biohidrometallurgiai (BHM) módszerek (Singh és társai 2000).

A BHM folyamat leegyszerűsített lényege az, hogy bizonyos szelektíven kialakuló baktériumtörzsek felhasználásával a fémek kioldhatók az ércekből és meddőből, mégpedig meglehetősen széles – mezofil, közepesen termofil és extrém termofil – hőmérséklettartományban egyaránt (Romano és társai 2001). A BHM folyamatokban

szerepet játszó baktériumok köre szinte állandóan bővül, így a következő fontosabb baktériumról írtak le BHM aktivitást: *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus caldus*, *Acidiphilium acidophilum*, *Archaeobacteria*, *Acidimicrobium*, *Ferromicrobium*, *Sulfolobus spp.*, és *Thermoplasma* félék, az *Acidithiobacillus thiooxidans* és az *Acidithiobacillus ferrooxidans* fajok esetében (Kelly és Wood 2000).

Összevetve a jelenlegi helyzetet a korábbi évtizedekben tapasztaltakkal, ma már elmondhatjuk, hogy a BHM technológiák nem pusztán ígéretes jövő előtt állnak, hanem mára a metallurgiának egyre növekvő, meghatározó ágazatának tartják, különösen egyes speciális érc típusok fémtartalmának kiaknázásában (Schippers és Sand 2013). Fontos megjegyezni, hogy a biohidrometallurgiai folyamatokat felhasználhatjuk a nehézfémekkel szennyezett szennyvíziszapok és édesvízi üledékek, talajok kármentesítésére is.

### A FÉMKIOLDÓDÁSI MECHANIZMUSOK

A biológiai fémkivonás tipikusan fázishatárokon lejátszódó kémiai és biokémiai reakciókon alapul, amelyek többnyire a szilárd/vizes illetve a szilárd/gáz fázisok határán zajlanak, bakteriális közvetítéssel (Mishra és társai

2005). A fázishatáron lezajló folyamatot egyszerűsítve öt lépésből álló, konzekutív reakciósorozatnak tekinthetjük:

1. A reagens (esetünkben a  $\text{Fe}^{3+}$ , és/vagy a  $\text{SO}_4^{2-}$ ) bediffundál a fázishatárra;
2. A reagens megkötődik (adszorbeálódik) a szilárd felületen;
3. Végbemegy a kémiai reakció a reagens és a szilárd fázisban kötött anyagok (különböző fémek) között;
4. A folyamat végterméke leválik a szilárd fázisról;
5. A végtermék (oldott fémion) lediffundál a diffúziós rétegen keresztül a folyadékfázis belsejébe (oldódás).

Ahogy az egymást követő, láncszerű haladó reakciókra (konzekutív rendszerekre) általában igaz, itt is a leglassabb reakció jelenti a teljes reakciósebességet megszabó tényezőt.

A nemzetközi szakirodalomban két alapvető mechanizmust különböztetik meg a biológiai fémkioldásnak (bioleaching):

- Az első mechanizmust nevezhetjük közvetlen útnak, amikor is a bakteriális transzmembrán folyamatok során az érc szulfidtartalmával a sejtek érintkezésbe kerülnek, és azt átalakítják (oxidálják szulfáttá). Ehhez szükséges, hogy a sejtek letapadjanak a folyadék/szilárd fázis határán az ásványi anyag részecskéhez. Ennek a folyamatnak az időtartama a néhány perctől a néhány órás intervallumig terjed.

- A második mechanizmus a ferri-ferrovas átmenethez köthetjük, amely során a háromértékű vas (ami tehát mikrobiális úton képződik, *in-situ* a fázishatár közelében) redukálódik kétértékű vassá, amelyet aztán ciklikusan újra oxidálnak a baktériumok. Ebben a tekintetben a folyamatban a vas, mint elektronhordozó szerepel, miközben az ércben lévő fémek kioldódnak a szerkezetből.

A fémszulfidok oldhatóságát számszerűen az oldhatósági szorzatukkal (L), illetve ennek negatív logaritmusával (pL) lehet egyszerűen jellemezni. A fémszulfidok lényegében oldhatatlanok vízben. Ezt a problémát hidalja át a BHM technológia (Mahajan és társai 2017).

A „Fémek visszanyerése hulladékokból biohidrometallurgiai eszközökkel” elnevezésű hazai projekt célja az volt, hogy megvizsgálja annak lehetőségét, hogy a biobányászati módszerek miként és milyen hatékonysággal alkalmazhatók a hazánk területén lévő bányászati, kohóipari és egyéb szilárd, fémtartalmú hulladékok környezetbarát kezelésére, illetve a fémekkel szennyezett talajok, üledékek és iszapok kármentesítésére.

### A BHM FOLYAMATOKAT BEFOLYÁSOLÓ KÖRNYEZETI TÉNYEZŐK

A BHM folyamatokat befolyásoló környezeti tényezőket az 1. táblázat mutatja be (Jadhav és Hocheng 2012).

1. táblázat. A BHM folyamatokat befolyásoló környezeti tényezők (Jadhav és Hocheng 2012)  
Table 1. Environmental factors affecting BHM processes (Jadhav and Hocheng 2012)

Tényező	Paraméter
A BHM rendszerek fizikai kémiai paraméterei	Hőmérséklet, pH, redoxipotenciál, oxigéntartalom és hozzáférhetőség (diffúziós korlátok), szén-dioxid tartalom, anyagátadási folyamatok korlátai, tápanyagok (N és P) hiánya vagy jelenléte, vas(II) koncentráció, nyomásviszonyok, felületi feszültség, inhibitorok (toxikus anyagok) jelenléte
A BHM rendszerek mikrobiológiai paraméterei	Mikrobiális diverzitás, fajspektrum, populáció denzitás, mikrobiológiai aktivitás, a mikroorganizmusok térbeli eloszlása (szuszpendált és/vagy biofilmben rögzült állapot), fémtolerancia, adaptációs mechanizmusok megléte vagy hiánya
A BHM-ben hasznosítani kívánt ásvány/érc/hulladék tulajdonságai	Az ásvány típusa, ásványi összetétele, részecskeméret eloszlás, fajlagos felület, porozitás, hidrofób/hidrofil felszínek, galvanos kölcsönhatások, felületi érdesség
A BHM folyamat	Kioldási módszer (in-situ, prizmás, kevert reaktoros), Zagysűrűség, Keverési sebesség (KTR-BHM), Prizma geometria

#### A BHM technológia hatékonyságát befolyásoló fizikai tényezők

A legegyszerűbb BHM technológiai típus a prizmás rendszer, amit egyszerűnek és könnyen kivitelezhetőnek tartanak, a prizmában zajló folyamatok szabályozottságáról, lefolyásáról azonban igen korlátozottak az ismereteink. Amikor folyamatokról beszélünk, meg kell különböztetnünk makroszkópos léptékben és mikro-léptékben értelmezhető mechanizmusokat. (A makro-léptékre egyszerű példa a naponta az egységnyi felületre kijutatott mosóvíz mennyisége, vagy az átáramoltatott levegő mennyisége, míg a mikro-léptékre az ásványszemcsék felszínén ténylegesen kialakuló koncentráció gradiensek, ferri-ferrovas koncentrációk, biofilm vastagság, diffúziós folyamatok stb., lehetnek az adekvát példák.) A makroszkópos léptékkel kezdve a sort:

- **A prizmán átperkoláltatott (átszivárgtatott) folyadék viselkedése és térbeli eloszlása:** Itt elsősorban a telítetlen zónában észlelhető jelenségekről beszélünk (felülről-lefelé történő áramlási irányok esetében, ahogyan azt ipari léptékben csaknem kizárólagosan alkalmazták), ahol az ásványi anyagszemcsék között lecsörgedező mosóvíz zezzugos úton, és eltérő sebességgel halad lefelé. Gyakran előforduló működési probléma a csatornák kialakulása (channeling). Ennek elkerülésére a homogén részecskeeloszlás alkalmazható (az őrlést, aprítást követő szétosztályozása az érceknek vagy hulladékanyagoknak), vagy felmerülhet az alulról felfelé történő folyadékáram folyamatok fenntartása is.
- **A prizma hőtartása:** Ez a tényező különösen a szulfidos jellegű érceknél jelent kulcsproblémát, mivel itt erősen exoterm (hőtermelő) vegyi, illetve biológiai folyamatokról van szó. A prizmás BHM technológiák

esetében fontos tervezési szempont, hogy a vízárammal lefelé haladó hőmennyiség szembe áramlik az alulról bevezetett táplevegővel, amely egyre magasabb víztartalomra tesz szert, miközben hőmérséklete a függőlegesen erősen változik. Ez a szembeáramló víz/levegő hőmérséklet teszi lehetővé az olyan finombeállításokat, amelyekkel a prizma belsejében bizonyos mértékig manipulálhatunk a kialakuló függőleges hőprofilokkal, és így közvetve befolyásolni tudjuk az egyes reakciózónák kiterjedését (pl. mezofil-termodofil zónák egymásra rétegzése).

- **Levegőztetés:** A BHM folyamatok hatékony megvalósításához a prizmát (és a kevert tartályos rendszereket is) folyamatosan levegőztetni szükséges a biooxidációs folyamatok fenntartása érdekében. Előfordulhatnak olyan ércek is, amelyekben a széndioxid válik a folyamatok sebesség megszabó lépésévé, amennyiben nem tudunk elegendő mennyiségű levegőt a prizma belsejébe juttatni (Peterson és Dixon 2007).

Áttérve a **mikro-léptékre**, elsőképpen említhetjük a biofilmek kialakulásának dinamikáját, az arra ható tényezőket, mint amilyenek a diffúziós gradiensek, amelyek végső soron beállítják egy-egy biofilm rétegben a szubsztát koncentrációt, az oxigén szinteket, a pH és aciditási viszonyokat stb.

**A BHM folyamatok mikroorganizmusai:** A BHM folyamatokban szerepet játszó baktériumokra és ősbaktériumokra jellemző az igen széles ökológiai valencia a pH tekintetében, ahol toleranciájuk akár több nagyságrendet is átfog. Ezt azonban általánosságban nem mondhatjuk el a hőmérséklet igényükről, amely többnyire szűk tűréssű jelleget mutat.

Az *Acidithiobacillus ferrooxidans*, a legkorábban leírt és leginkább kutatott faj a fémszulfidokat oxidálni képes baktériumok között. Az *Acidithiobacillus ferrooxidans* obligát autotróf (kizárólag szervesetlen anyagokon növekedni képes mikroorganizmus) faj, amely az energiát a Fe(II) ionok oxidációjából nyeri, illetve képes oxidálni az elemi ként, tioszulfátot, tri- és tetrationátokat, szulfidot és a hidrogént. A következő ércek oxidációjánál írták le eddig az *Acidithiobacillus ferrooxidans*-t, mint domináns fajt: arzenopirit ( $\text{AsFeS}$ ), bornit ( $\text{Cu}_5\text{FeS}_4$ ), kalkozin ( $\text{Cu}_2\text{S}$ ), kalkopirit ( $\text{CuFeS}_2$ ), kovellit ( $\text{CuS}$ ), enargit ( $3\text{Cu}_2\text{S}\cdot\text{As}_2\text{S}_5$ ), galenit ( $\text{PbS}$ ), millerit ( $\text{NiS}$ ), auripigment (arszenikon) ( $\text{As}_2\text{S}_3$ ), pirit ( $\text{FeS}_2$ ), szfalerit ( $\text{ZnS}$ ), wurtzit ( $\text{ZnS}$ ), tetrahedrit ( $\text{Cu}_8\text{Sb}_2\text{S}_7$ ). Azt is megfigyelték, hogy az *Acidithiobacillus ferrooxidans* kénvegyületek jelenlétében hajlamos finom kén lerakódásokat létrehozni a sejt felszínén, amelyek közvetlenül berakódnak a sejt fal anyagába. Mivel ez a mikroorganizmus többnyire magas fémtartalom mellett él és szaporodik, így fémtoleranciája magas a fémkationokra nézve, kivéve az ún. oxianionokat (mint amilyen a molibdat).

Az *Acidithiobacillus thiooxidans* fajt már a XX. század 20-as éveiben leírták és közismert róla, hogy obligát autotróf baktérium, amely különböző kénvegyületek jelenlétében képes szaporodni (elemi kén, tioszulfát, tetrationát). Növekedését a következő ásványi anyagokon figyelték meg: kovellit, arzenopirit, szfalerit és wurtzit. (A piritet

nem oxidálja). Meglehetősen ubikviter (mindenütt megtalálható) előfordulású faj, izolálták már talajból, kénes lerakódásokból, és bányászati hulladékokból is.

A *Thiomonas cuprina* fajt izlandi kénes gejzír lerakódásból és német urániumbánya hulladékából is kimutatták. A *Thiomonas* rend újkeletű, és azokat a fakultatív autotróf taxonokat tartalmazza, amelyek korábban a *Thiobacillus* rendbe tartoztak. Gram negatív, fakultatív kemolitotróf és mixotróf fajok, mérsékelt savtűréssel, melyek képesek növekedést mutatni a következő fémszulfidokon: arzenopirit, galenit, szfalerit, kalkopirit, és az elemi kénen.

A BHM technológiákban azonosított *Leptospirillum spp.* fajok obligát acidofilok, pH 4,0 felett nem szaporodnak, illetve aerob körülményeket igényelnek növekedésükhöz és aktivitásukhoz. Oxidálni képesek a piritet, szfaleritet, kalkopiritet. A génusz képviselőit rendre azonosították BHM technológiákból, miközben ezek a fajok a fémeket, és a társbaktériumok pedig a kénvegyületeket oxidálták.

Összegezve, a BHM folyamatokban az acidofil mikroorganizmusok energiát nyernek a Fe(II) és a szulfidok oxidációjával, miközben megbontják a szulfid kristályszerkezetét. A kevert tartályos és prizmás reaktorokban előforduló fajcsoportokról adtak összefoglalót Watling és társai (2010).

**A fémtolerancia kérdése:** A BHM folyamatok tekintetében az egyik legfontosabb kérdés annak az oldatnak a kémiai összetétele, illetve változásai, amelyben ezek a mikrobiológiai, fizikai-kémiai és kémiai folyamatok zajlanak. Mindenképpen számolnunk kell azzal, hogy a BHM folyamat előre haladásával az oldat betöményedik, kation és anion koncentrációja folyamatosan növekszik (mivel többnyire többszörös recirkulációval zajlik a technológia). Kevert tartályreaktorokban beszámolnak Zn: 65, Fe: 60, Cu: 35, Ni: 25, As: 20, Co: 5, Mg <1, és  $\text{SO}_4^{2-}$ : 145 g/l-es koncentrációk kialakulásáról is. A magas ionerősségű oldatokban kivételes környezeti stressznek tesszük ki a mikroorganizmusokat (Watling 2011).

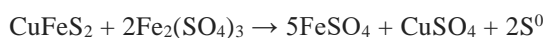
A prizmás BHM technológiák esetében mások az ionerősségek és a csurgalékvizekben kialakuló fémkoncentrációk, de nem szabad megfeledkeznünk arról sem, hogy ezek térbeli gradiensek mentén, mozaikos kiterjedésben jelentkeznek. A prizmás BHM csurgalékvizeiben megjelenő fémkoncentrációk a következők (g/l egységben: Fe: 25, Al: 25, Zn: 23, Mg: 10, Cu: 6, Ni: 5, As: 8, Co <1,  $\text{SO}_4^{2-}$ : 130)

**Igényelt tápanyagok:** A szulfidos ásványokból történő fémkivonás során alkalmazott mikroorganizmusok mind kemolitotróf baktériumok (és ősbaktériumok), ami azt jelenti, hogy növekedésükhöz nincs szükség szervesanyagokra. Az optimális növekedési sebesség eléréséhez és fenntartásához azonban számos esetben találkozunk azzal, hogy a BHM rendszerekhez vas- és kénvegyületeket adagolnak (vizes oldat formájában), amelyet esetenként még ammóniumsókkal, foszfátforrással és magnézium adalékokkal egészítenek ki.

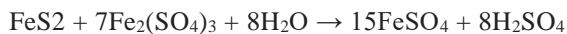
**Oldott oxigén és széndioxid ellátás:** Az elegendően magas (2-4 mg/l) oldott oxigénszint a BHM folyamatok

hatékony megvalósításának az egyik alapfeltétele. Ezt laboratóriumi és félüzemi léptékben biztosítani lehet levegőztető, keverő és rázóberendezések alkalmazásával. Az oxigén szint biztosításnál a problémát elsősorban a prizmás BHM rendszerekben figyelhetjük meg, amikor is az ellenáramban érkező recirkuláltatott csurgalékvizet kell fellevegőztetni. Ez gyakran nem egyszerű, hiszen az oxigénátadási folyamatokat számos tényező befolyásolja (porozitás, áramlási sebességek, biomasza aktivitás, stb.), amelyek a prizma belsejében térben is változnak, továbbá időbeli dinamikájuk is van, a BHM folyamatok előre haladtával.

Oxigénnel jól ellátott környezetben az oxidáns tipikusan a Fe(III) és a szulfidos ásványok esetén a szulfidok elemi kénné oxidálódnak, miközben a fémion felszabadul, oldatba megy. Ilyen pl. az ún. kalkopirités reakció.



Hozzá kell tenni, hogy a szulfidos ásványok között a pirit kivétel, mivel itt az oxidáció nem elemi ként, hanem szulfátot eredményez:



Sok olyan baktériumot is leírtak már, amelyek képesek oxidálni akár az elemi ként, akár pedig a politionátokat, amely bioreakciók szulfát képződéséhez vezetnek, így a közeget kellően lesavanyítják a BHM technológia számára.

Amennyiben az oxigén csak korlátozottan van jelen a közegben, úgy bizonyos acidofil organizmusok képesek a Fe(III) redukciójára is, ahogyan az ismert, az említett *At. ferrooxidans* esetében is leírták. A fajról ismert, hogy képes a molibdén(VI) és a réz(II) redukciójára is, elemi ként használva elektrononorként a folyamathoz. A vas(III) redukciójának környezeti feltételeit vizsgálták heterotróf és oxigén limitált környezetben, és azt találták, hogy ezt a reakciót a *Sulfobacillus (S.) thermosulfidoxidans*, *S. acidophilus* és az *Acidimicrobium ferrooxidans* fajok realizálták a leghatékonyabban (*Bridge és Johnson 1998*).

Bármilyen rendszerű is a BHM technológia, nagy mennyiségű oxigénbevitelt követel meg. A levegőellátás minden esetben a legnagyobb üzemeltetési költségelem. Az oxigénellátás intenzitása a szulfidoxidáció függvénye. A nagyléptékű Wiluna bánya (Ausztrália) prizmás rendszereibe 8 tonna levegőt kellett bejuttatni, minden tonna koncentrátumra számolva, miközben az oxigénhasználási arány 25% körül mozgott.

**A pH:** A pH beállítása a BHM folyamat indításakor és folyamatos monitorozása elengedhetetlen a megfelelő folyamatszabályozáshoz. Az alkalmazott baktériumok többnyire erősen acidofilek, (a növekedésük optimuma a pH 2,0-3,5 közötti tartományban van). A vas- és a szulfidoxidációs folyamatok a pH csökkenésének irányába hatnak, azt is mondhatnánk, hogy a baktériumok „megteremtik maguknak” az optimális létfeltételeket. Amennyiben azonban a közeg túlzottan lesavanyodik, pH 2,0 alá esik, az egyik kulcsszereplő baktérium (*T. ferrooxidans*) aktivitása

már gátlást szenved. Ez, egy hosszabb pH adaptációs folyamat alkalmazásával enyhíthető probléma.

**A hőmérséklet szerepe:** A BHM folyamatokban szereplő mikroorganizmus kultúrák hőmérséklet igénye a 28-35 °C intervallumban változik, bár ettől számos kivétel is létezik (pl. extrém termofilok hőtűrése). Az alacsonyabb hőmérsékleteken a fémkioldás sebessége csökken a bakteriális aktivitás csökkenésével, azonban korábbi vizsgálatokban megfigyelték, hogy a réz, a kobalt, a nikkelt és a cink még 4 °C-on is mobilizálható volt bakteriális közvetítéssel (*Ahonen és Tuovinen 1989*). A hőmérséklet változásainak a prizmás BHM-ben a kialakuló mikroorganizmus közösség sokkal inkább kitett, mint a kevert tartályreaktoros rendszerekben, ahol könnyebben lehet a folyamatokat szabályozni. A hőmérséklet akkor merülhet fel problémaként, ha a prizmában lévő szilárdanyag magas szulfid tartalmú, amelynek következtében a BHM beindításakor hirtelen (néhány hét alatt bekövetkező) hőmérsékletnövekedés (20-50 °C nagyságú  $\Delta T$ ) katasztrofális következményekkel járhat a kialakuló bakteriális közösségre (*Shiers és társai 2015*).

Az általános tapasztalatok szerint a prizma hőmérsékletét nehéz szabályozni, pusztán néhány üzemeltetői ökol-szabály ismeretes. Az egyik tényező, amivel a kialakuló hőmérsékletet közvetve befolyásolni lehet, az a prizma magassága. A gyakorlati megfigyelések alapján általában azt mondhatjuk, hogy a prizma magasságának a négyzetgyökével arányos a hőmérséklet emelkedése. Természetesen mindezt befolyásolja még a prizmában lévő érc pirit tartalma, a szulfidoxidációs sebesség, az öntözés intenzitása és a helyi klimatikus viszonyok is.

**Aciditás, a savas környezet és a redoxipotenciál szerepe:** A BHM baktériumokat történetileg a savas bányacsurgalékvizekből írták le először. A szisztematikusan vizsgált pH/növekedési sebesség függvények tanúsága szerint minden fajnak megvan a pH „ablaka”, azaz az a pH tartomány, amely alatt, vagy felett nem növekszik. Az aciditás érzékenység és az érzékenység az aciditás változásaira, igen eltérő az egyes BHM fajok tekintetében. Laboratóriumi tesztekben pl. a pH hirtelen csökkentése a pH 1,5-ről a pH 1 értékre teljes mértékben megszüntette az *At. ferrooxidans* pirit oxidációját, de nem befolyásolta a *Sulfobacillus spp.* hasonló aktivitását (*Yahja és Johnson 2002*).

**Ásványi összetétel és részecskeméret:** A feldolgozni kívánt érc (vagy hulladék, meddő, stb.) összetétele kritikus eleme a folyamatszabályozásnak és a BHM technológia kiválasztásának. A magas karbonát tartalmú ércek eleve problémát jelentenek, lévén magas pufferkapacitásuk miatt igen nehéz, esetenként lehetetlen a pH-t a savas tartományba tolni. A BHM mikroorganizmusok növekedéséhez szükséges alacsony pH értéket megkísérelhetjük sav hozzáadásával megvalósítani, azonban ez gipszcsapadék kiválásával járhat (a porozitás csökken), és a vegyszeradagolás megnöveli az üzemeltetési költségeket. Minden esetben törekedni kell a lehető legnagyobb fajlagos felület elérésére (ami még hidraulikailag kezelhető), amivel nagyobb biomaszát és magasabb fémkitermelési hozamokat tudunk elérni. Ebben a tekintetben nehéz általánosítható következtetéseket levonni. A szakmai vélemény az, hogy

az optimális átlagos részecskeméret (a kevert tankreaktoros BHM technológia esetében) 42 µm körül lehet.

A kevert tartályos BHM reaktorokban bizonyos határig elérhető a fajlagos felület növelése a zagysűrűség növelésével, azonban ennek határt szabnak az adott berendezés fizikai korlátai, továbbá az, hogy a nagyobb zagysűrűség magasabb koncentrációban oldunk ki olyan fémeket, amelyek gátolják a bakteriális növekedést és aktivitást.

**Toxikus nehézfémek:** A szulfidos ásványokból történő BHM folyamatok eredményeképpen majdnem minden esetben kioldódnak nehézfémek is a mosóoldatba. A BHM organizmusok, és különösen a *Thiobacillus* génusz tagjai azonban jól tolerálják a toxikus nehézfémeket. Ebben a tekintetben egymásnak ellentmondó adatokat találhatunk, de beszámolnak akár 50 g/l-es nikkellel, 55 g/l rézzel és 112 g/l cink koncentrációkat toleráló BHM baktériumokról (*Bosecker 1997*). Több szerző is beszámol arról, hogy egyes BHM törzseket lassan és fokozatosan adaptálni lehet a magas toxikus nehézfém koncentrációkhoz.

Az arzén toxicitásának kiemelt szerepe van a biooxidációs BHM technológiák esetén, amikor is aranyat próbálnak előállítani arzenopirit koncentrátumból. Beszámolnak olyan arzenopiritet zagykísérletről kevert tartályreaktoros rendszerben, ahol a 40%-os (s/s) zagyhoz, pH 0,5 értéken (!) sikerült baktériumokat adaptálni, ahol az arzén koncentrációja elérte a 27 g/l-es értéket, míg a vas 90 g/l koncentrációja volt (*Hackl és társai 1992*).

A BIOX™ BHM folyamat fejlesztése során is számos arzéntolerancia vizsgálati eredmény született. Két év folyamatos félüzemi kísérletezés eredményeképpen sikerült a szükséges tartózkodási időt 12 napról 3,5 napra lecsökkenteni, 13 g/l-es arzénkoncentráció mellett (*Van Aswegen és társai 1988*). Ehhez hasonló sikerekről számoltak be a Bacox folyamat fejlesztői, amikor sikerült elérni a folyamatos BHM folyamat fennmaradását a 25 g/l-es arzén koncentráció mellett (*Williams 1997*).

A kobalt esetében ismert, hogy a BHM organizmusok képesek tolerálni az 5 g/l-nél magasabb kobaltkoncentrációkat, megjegyezve azt is, hogy a folyamatos rátáplálású reaktorokban a folyamat kb. háromszor olyan gyorsan lezajlott, mint a szakaszos üzemű kísérletekben (*D'Hughes és társai 1997*).

A réztoleranciáról fontos adat, hogy magas hőmérsékletű BHM reaktorokban sikerült kimutatni a hatékony bakteriális anyagcserét még a 36 g/l-es rézkoncentrációk mellett is, illetve adaptációval ezt meg lehetett emelni 45 g/l-es értékre (*Du Plessis és társai 2007*).

**Egyéb vízminőségi makrokomponensek:** A sikeres BHM technológia egyik legfontosabb szabályozni szükséges tényezője a vizes közeg összetétele. Az anionokat illetően itt is kétségtelenül kiemelhető a szulfát szerepe, koncentrációja, illetve annak változásai a folyamat során. Tipikusan előforduló szulfát koncentrációk a kevert tartályreaktoros rendszerekben; 145 g/l, illetve a 130 g/l a prizmás BHM elrendezésben. Laboratóriumi léptékű kísérletekben megfigyelték, hogy a sejtosztódás sebessége a felére csökkent, amikor a mezofil fajközösséget adaptálni

próbálták a 40 g/l-es szulfátkoncentrációhoz (*Shiers és társai 2005*). A szulfát koncentráció alakulását tehát mindenképpen monitorozni szükséges, illetve finombeállítását a recirkulációs arányok (vagy a tartózkodási idő) szabályozásával szükséges elvégezni.

A klorid megjelenése a csurgalékvizekben, vagy a tartályreaktorban előnytelenül befolyásolja a BHM folyamat lezajlását. Különösen igaz ez a Fe(II) oxidációjára és kevésbé a kén-oxidációra (*Gahan és társai 2010*). Több, ám egymásnak sok esetben ellentmondó beszámolót olvashatunk a BHM organizmusok sótoleranciájáról, a felső határ kb. 100-120 g/l-es oldott sómennyiség körül lehet. Ismert olyan beszámoló is, amely a *Leptospirillum ferriphilum* fajjal extrém környezeti tolerancia körülmények között zajlott BHM folyamatot ír le. Ebben az esetben Cd<sup>2+</sup>: 0,5; Cu<sup>2+</sup>: 3,75; Pb<sup>2+</sup>: 0,2; Zn<sup>2+</sup>: 92; Na<sup>+</sup>: 6,4; Cl<sup>-</sup>: 5,5 és SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>: 154 g/l-es koncentrációk mellett az összes oldott anyag koncentrációja 393,8 g/l-es volt, miközben sikerült elérni a 78%-os réz, és 70%-os cink kinyerési határfokot (*Patel és társai 2012*).

A fluorid jelenléte a reaktorvizekben még problematikusabb, mint a kloridé. A 0,5 g/l-nél magasabb fluoridkoncentrációk már gátolják, és/vagy jelentősen csökkentik a BHM mikroorganizmusok működését. A fluoridhatás csökkentésének lehetséges módja, amikor a meddőből (ércből, stb.) a fluorid mellett jelentős mennyiségű alumínium vagy vas oldódása is megvalósul, mivel ezzel komplexképződés indul meg (*Corbillon és társai 2008*).

Nitrát gátlás is felléphet a BHM folyamatok során, függően a kezelt anyag összetételétől. Laboratóriumi léptékben végzett inhibíciós kísérletekben igazolták, hogy az *At. ferrooxidans* vas(II) oxidációjának reakciósebességét a 6 g/l-ben alkalmazott NaNO<sub>3</sub> közel 40%-al csökkentette, és a 8 g/l-es koncentráció pedig teljesen leállította. A megítélés szerint a nitrát inkább a vas(II), mintsem a kén-oxidációját gátolja, azonban az adaptációs folyamatok tekintetében lényegi különbség mutatkozott mezofil és az enyhén termofil baktériumok tekintetében, mivel csak ezek (de az ösbaktériumok nem) voltak képesek alkalmazkodni a nitrát jelenlétéhez. Az adaptációs időszak tartama elérte a 12 hetet (*Shiers és társai 2014*).

### Fémkioldás biológiai úton más mechanizmusokkal és anyagokkal

A vizes közeg savasodását nemcsak a redukált állapotú szervetlen kénvegyületek (szulfidok, tioszulfátok, poliszulfátok, stb.) mikrobiális oxidációja okozhatja. Számos olyan bakteriális vagy általánosságban mikrobiális anyagcsereutat ismerünk, amely szervetlen savak képzéséhez vezet. A kénsavat és kénessavat a jólismert és többszörösen leírt *Acidithiobacillus* fajokon kívül képes a *Thiothrix* és a *Beggiatoa* fajokon kívül néhány gomba is termelni.

Salétromsavat és salétromos savat ammónium és nitróxidáló szervezetek, esetenként heterotróf nitrifikálók is előállítanak. Szénsavat is nagyszámú mikroorganizmus termel, amikor is a széndioxid lép reakcióba a vízzel, azonban a szénsav annyira gyenge sav, hogy a karbonátos kőzetek kivételével elhanyagolható a szerepe a BHM folyamatokban.

Ezzel tehát összefoglalóan azt mondhatjuk, hogy a kénsav az a sav, amely a legfőbb szerepet játssza a BHM technológiákban. A mikrobiális anyagcsere folyamatok során képződött kénsav felelős azért az alacsony pH tartományért, amely lehetővé teszi a különböző fémek kioldását a kőzetekből, meddőkből és szilárd hulladékokból.

Külön említést érdemel a szerves-fémvegyületek BHM kitermelésének kérdése. A magasabb széntartalmú palakőzetekben ugyanis számos olyan fém-porfirin vázban kötött fémeket találhatunk (Ni, Pb, Co, Cu, Mg, Zn, V, Al, Cr) amelyek kitermelése számos helyen a világnak BHM módszerekkel történik. Az egyik legnagyobb feketepalás lelőhelye az ilyen fémeknek Kupferschiefer bányában található (Lengyelország, Lublin közelében, illetve átnyúlva Németország területére is), ahol jelentős mennyiségű réz (0,6%) és ezüst (egészen 600 ppm-ig) rejlik a meddőben (Kamradt és társai 2012).

A szerves metalloidek biológiai bontására képes baktériumok közül többet azonosítottak: *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Aeromonas*, *Brevibacillus*, *Microbacterium* és *Bacillus* törzseket (Matlakowska és Sklodowska 2009). Valamennyi vizsgált baktérium képes volt egyedüli szénforrásként a feketepalát hasznosítani, és számos közülük kimutathatóan képes volt a metalloporfirinek bontására is. A laboratóriumi léptékű kísérletek 24-30 napig tartottak. Összességében elmondható, hogy a feketepalás kőzetekben aerob és anaerob heterotrófokat, mint amilyenek a szulfátredukáló baktériumok, fermentációra képes törzseket, kemoautotróf baktériumokat – vas(II) és kénoxidáló baktériumokat –, továbbá metanogén törzseket lehetett kimutatni (Petsch és társai 2005).

## ÖSSZEFOGLALÁS

Közleményünkben áttekintettük a BHM folyamatokra ható környezeti tényezőket. A környezetbarát, alacsony energiafelhasználású fémkitermelés technológiája várhatóan előtérbe fog kerülni nemcsak a fejlődő országokban, hanem Európában is, ahol a letermelt bányákban nagymennyiségű, és viszonylag magas fémtartalmú ércek, meddők és egyéb ipari hulladékok vannak, amelyek a jövő ipari nyersanyagáiként lesznek hasznosíthatók a BHM technológia segítségével.

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A bemutatott kutatás A KFI\_16-1-2017-0471 számú projekt a Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból biztosított támogatással, a VÁLLALATI KFI\_16 pályázati program finanszírozásában valósult meg. Köszönettel tartozunk továbbá a VTK Innosystem Kft. munkatársainak, akik konzorciumi tagként segítettek a munkánkat, a füzemi léptékű berendezés tervezésével, fejlesztésével és üzemeltetésével.

## IRODALOMJEGYZÉK

Ahonen L., Tuovinen, O.H. (1989). Effect of temperature on the microbiological leaching of sulphide ore material in percolators containing chalcopyrite, pentlandite, sphalerite, pyrrhotite as main minerals. *Biotechn. Lett.* 11. pp. 331-336. <https://doi.org/10.1007/BF01024513>

Bosecker, K. (1997). Bioleaching: metal solubilization by microorganisms. *FEMS Microbiol. Rev.* 20, pp. 591-604. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.1997.tb00340.x>

Bridge, T.A.M., Johnson, D.B. (1998). Reduction of soluble iron and reductive dissolution of ferric-iron containing minerals by moderately thermophilic iron-oxidizing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 64, pp. 2181-2186. <https://doi.org/10.1128/AEM.64.6.2181-2186.1998>

Corbillon, M.S., Olazabal, M.A., Madariaga, J.M. (2008). Potentiometric study of aluminium fluoride complexation equilibria and definition of the thermodynamic model. *J. Solut. Chem.* 37, pp. 567-579. <https://doi.org/10.1007/s10953-008-9257-3>

D'Hughes, P., Cezac, P., Cabral, T., Battaglia, F., Truong-Meyer, X.M., Morin, D. (1997). Bioleaching of a cobaltiferous pyrite: A continuous laboratory-scale study at high solids concentration. *Miner. Eng.* 10, pp. 507-527. [https://doi.org/10.1016/S0892-6875\(97\)00029-0](https://doi.org/10.1016/S0892-6875(97)00029-0)

Du Plessis, C.A., Batty, J.D., Dew, D.W. (2007). Commercial applications of thermophile bioleaching. In *Biomining*; (Eds.: Rawlings, D.E., Johnson, D.B.) Springer-Verlag. Berlin, Germany. pp. 57-80. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-34911-2\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-540-34911-2_3)

Gahan, C.S., Sundkvist, J.E., Dopson, M., Sandström, Å. (2010). Effect of chloride on ferrous iron oxidation by a *Leptospirillum ferriphilum* dominated chemostat culture. *Biotechnol. Bioeng.* 106, pp. 422-431. <https://doi.org/10.1002/bit.22709>

Hackl, R.P., Wright, F.R., Bruynesteyn, A. (1992). Bacteria for Oxidizing Multimetallic Sulphide Ores. US Patent 5,089,412, 18 February 1992.

Jadhav U.U., Hocheng, H. (2013). A review of recovery of metals from industrial wastes. *J. of Achievements in Mat. and Manuf. Engin.* Vol.54. Issue 2. pp. 159-167.

Kamradt, A., Borg, G., Schaefer, J., Kruse, S., Fiedler, M., Romm, P., Schippers, A., Gorny, R., Bois, M. (2012). An integrated process for innovative extraction of metals from Kupferschiefer mine dumps, Germany. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/cite.201200070>

Kelly, D.P., Wood, A.P. (2000). Reclassification of some species of *Thiobacillus* to the newly designated genera *Acidithiobacillus* gen. nov., *Halothiobacillus* gen. nov. and *Thermithiobacillus* gen. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology.* 50(2). pp. 511-516. <https://doi.org/10.1099/00207713-50-2-511>

Mahajan, S., Gupta, A., Sharma, R. (2017). Bioleaching and Biomining. In: Singh, R. (eds.) *Principles and Applications of Environmental Biotechnology for a Sustainable Future.* Applied Environmental Science and Engineering for a Sustainable Future. Springer, Singapore. [https://doi.org/10.1007/978-981-10-1866-4\\_13](https://doi.org/10.1007/978-981-10-1866-4_13)

Matlakowska, R., Sklodowska, A. (2009). The culturable bacteria isolated from organic-rich black shale potentially useful in biometallurgical procedures. *J. Appl. Microbiol.* 107, pp. 858-866. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04261.x>

Mishra, D., Kim, D.-J., Ahn, J.-G., Rhee, Y.-H. (2005). Bioleaching: A microbial process of metal recovery; A review. *Metals and Mater. Intel.* Vol. 11. pp. 249-256.

Patel, B.C., Tipre, D.R., Dave, S.R. (2012). Optimization of copper and zinc extraction from polymetallic bulk concentrate and ferric iron bioregeneration under metallic stress. *Hydrometallurgy* 117-118, pp. 18-23. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2012.01.005>

Peterson, J. Dixon, D.G. (2007). Modelling and Optimization of Heap Bioleach Processes. In: Rawlings D.E., Johnson D.B. *Biomining*. Springer Verlag, Berlin. pp. 153-175. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-34911-2\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-540-34911-2_8)

Petsch, S.T., Edwards, K.J., Eglinton, T.I. (2005). Microbial transformations of organic matter in black shales and implications for global biogeochemical cycles. *Paleogeogr. Paleoclimatol. Paleoecol.* 219, pp. 157-170. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2004.10.019>

Romano, P., Blazquez, M.L., Alguacil, F.J., Munoz, J.A., Ballester, A., Gonzalez, F. (2001). Comparative study on the selective chalcopyrite bioleaching of a molybdenite concentrate with mesophilic and thermophilic bacteria. *FEMS Microbiology Letters*. 196. pp. 71-75. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2001.tb10543.x>

Shiers, D.W., Blight, K.R., Ralph, D.E. (2003). Sodium sulphate and sodium chloride effects on batch culture of iron-oxidising bacteria. *Hydrometallurgy*, 80, pp. 75-82. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2005.07.001>

Shiers, D.W., Ralph, D.E., Watling, H.R. (2014). The effects of nitrate on substrate utilisation by some iron(II)- and sulfur-oxidising Bacteria and Archaea. *Hydrometallurgy* 150, pp. 259-268. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2014.07.009>

Shiers, D.W., Maree, M.D., Collinson, D.M., Watling, H.R., Hosken, T., Ingram, G.D. (2015). Use of a dynamically controlled column to assess the impact of temperature on copper extraction and microbial activity during copper sulfide bioleaching. In: *Proceedings of the Goldschmidt 2015 25<sup>th</sup> Anniversary*, Prague, Czech Republic, August 16-21., 2015..

Schippers, A., Hedrich, S., Vasters, J. (2013). Biomining: Metal Recovery from ores with microorganisms. *Adv. in Biochem. Engin. and Biotechnol.*

[https://doi.org/10.1007/10\\_2013\\_216](https://doi.org/10.1007/10_2013_216)

Shing, A.L., Singh, S.K., Rajkumar, B. (2000). Removal of Cu by *Pseudomonas aeruginosa* from polluted water of Barakar River, Dhanbad, Bihar, India.. *Indian Journal of Environmental Geochemistry*. 3. pp. 7-9.

Yahya, A., Johnson, D.B. (2002). Bioleaching of pyrite at low pH and low redox potentials by novel mesophilic Gram-positive bacteria. In: *Hydrometallurgy*, Vol. 63, No. 2, 01.02.2002 p. 181-188. [https://doi.org/10.1016/S0304-386X\(01\)00224-9](https://doi.org/10.1016/S0304-386X(01)00224-9)

Van Aswegen, P.C., Haines, A.K., Marais, H.J. (1988). Design and operation of a commercial bacterial oxidation plant at Fairview. In *Proceedings of the Randol Gold Conference*, Perth, Australia, 28 October–1 November 1988. pp. 144-147.

Vera, M., Schippers, A, Sand, W. (2013). Progress in bioleaching: fundamentals and mechanisms of bacterial metal sulfide oxidation—part A. *Appl Microbiol Biotechnol* 97, pp. 7529-7541. <https://doi.org/10.1007/s00253-013-4954-2>

Watling, H.R., Watkin, E.L.J., Ralph, D.E. (2010). The resilience and versatility of acidophiles that contribute to the bioassisted extraction of metals from mineral sulphides. *Environ. Technol.*, 31, pp. 915-933. <https://doi.org/10.1080/09593331003646646>

Watling, H. (2011). Adaptability of biomining organisms in hydrometallurgical processes. In *Biohydrometallurgical Processes: A Practical Approach*; Santos Sobral, L.G., Monteiro de Oliveira, D., Gomes de Souza, C.E., Eds.; CETEM/MCTI: Rio de Janeiro, Brazil, pp. 39-70.

Williams, T.L. (1997). Factors affecting bacterial population dynamics at the Youanmi bacterial oxidation plant. In *Biotechnology Comes of Age*; Australian Minerals Foundation: Glenside, SA, Australia, 1997.

## A SZERZŐ



**FLEIT ERNŐ** biológus diplomáját 1981-ben szerezte az ELTE TTK, majd 1989-ben egyetemi doktorátusi fokozatot szerzett a debreceni Kossuth Lajos Tudományegyetemen. PhD fokozatát 2003-ban nyerte el a Debreceni Egyetem Környezettudományi szakán. Fő kutatási területei a szennyvíztechnológiai fejlesztések, a környezeti kockázatelemzés és a környezeti mikrobiológia.



# Életutak



## Új tagot köszönhetünk a vizes szakma Széchenyi-díjasai között: Józsa János Széchenyi-díjat kapott!

A Széchenyi-díj (a korábbi Állami Díj) névadója, az öt nyelven beszélő Gróf Széchenyi István (1791-1860), kinek életműve egyediségével, különlegességével és minőségével a magyarság csúcsteljesítményei közé tartozik, amelyet belföldön és külföldön egyaránt a magyarság eredményeként, kiemelt értékeként tartanak számon. Mindez hozzájárul az új nemzedékek nemzeti hovatartozásának, magyarságtudatának kialakításához, megerősítéséhez. Széchenyi-díj ezt a szellemiséget hordozva annak adományozható, aki a tudományok, a műszaki alkotások, a kutatás, a műszaki fejlesztés, a gyógyítás, az oktatás-nevelés terén kivételesen magas színvonalú, példaértékű, nemzetközileg is elismert eredményt ért el.

### A VÍZÜGY SZÉCHENYI-DÍJASAI

A vízügyi szakma megtisztelése is, ha olyan szakember kapja a díjat, akinek a munkássága a vizes szakmához kötődik. Bogárdi János vízépítő mérnök 1993-ban, Starosolszky Ödön építőmérnök 2000-ben, Somlyódy László gépészmérnök 2002-ben, Mosonyi Emil vízépítő mérnök pedig 2006-ban kapta meg a Széchenyi díjat. A legfrissebb díjazottunk pedig Józsa János vízépítő mérnök. Minden Széchenyi-díj mögött meghúzódik egy történet, melyet a hivatalos bemutatás mellett felidézünk.

#### BOGÁRDI JÁNOS – 1993



**Bogárdi János** (Torontáltorda, 1909. június 11. – Budapest, 1998. november 18.) Széchenyi-díjas magyar vízépítő mérnök, hidrológus, egyetemi tanár, a műszaki tudományok doktora, a Magyar Tudományos Akadémia rendes tagja. Hidrológiai-hidraulikai munkássága középpontjában a folyami hordalékmozgás törvényszerűségeinek vizsgálata, dinamikai jellemzőinek és mennyiségi mutatóinak méréselmélete állt. (A kép forrása: [epa.oszk.hu](http://epa.oszk.hu))

Dr. Tamás Ferencné Bogárdi Magdolna, Bogárdi János lánya így emlékezik:

*A "vizes szakma" Széchenyi-díjasa - mondja a cím, de én elsősorban édesapámról szeretnék beszélni - azokról az emberi szakmai értékekről, amelyeket Tőle kaptunk, és amelyek a Széchenyi-díjjal nyerték el a méltó elismerést.*

*Gyermekkorunk meghatározó emléke a mindig munkájába merülő édesapánk. Hajnalig az íróasztala mellett ült, nyaraláskor is hozta az iratait, hosszú órákat dolgozott nem csupán a cikkein és könyvein, hanem például az angol kiadást is kiérdemlő, a "Vízfolyások hordalékszállítása" című korszakos könyvének a fordítójával - a minél jobb eredmény érdekében.*

*Dolgozott, nem politizált. Életre szóló útmutatást kaptunk tőle: "A hazát úgy kell szeretni, hogy választott pályádon a töled telhető legtöbbet adod!" - mondta. Ő is így élt. Szakmai tudása és tekintélye akkora volt, hogy számos nemzetközi szervezet tartott számot a munkájára. A hazai vizes szakma is tudatában volt az értékének - így került sor arra, hogy Állami-díjra terjesztették fel, tudomásunk szerint kétszer is, 1972-73-ban. Emlékszem, hogy tudott a felterjesztésről, és nagyon boldoggá tette. De nem kapta meg a díjat - mint párton-kívülit a Párt Központ nem támogatta. Fájó emlék, hogy ez milyen nagy fájdalom, mekkora csalódás volt neki. A Széchenyi-díj igazi gyógyír volt erre a sebre. Csodálatosnak érezte, hogy a személytelen "Állami" helyett arról a Széchenyiről elnevezett díjat kapott, akit mindig a magyar történelem egyik legnagyobbjának tartott. Talán kicsit késve érkezett a díj, mert már - idős korára hivatkozva, sajnós - nem vállalta, hogy személyesen vegye át a díjat az Országház ünnepélyes keretei között. De mégsem későn, mert megérte az őt megillető elismerést - és ez nekünk is, akik végigkísértük életét, nagy boldogság volt (Személyes közlés).*

#### STAROSOLSZKY ÖDÖN – 2000



**Starosolszky Ödön** (Veszprém, 1931. december 26. – Budapest, 2006. június 3.) Széchenyi-díjas magyar vízépítő mérnök, a VITUKI vezérigazgatója, a műszaki tudomány doktora (1995), a BME és a GATE címzetes egyetemi tanára. Számos hazai és külföldi szakmai bizottság vezetője, köztük a Nemzetközi Hidraulikai Szövetség alelnöke (1988–1991), a WMO Hidraulikai Bizottság elnöke (1984–1993) és nem utolsósorban a Magyar Hidrológiai Társaság elnöke 1996-2003 között.

A szakmai társadalom nagyra értékelte dr. Starosolszky Ödön tevékenységét, amelyet kitüntetések sora jelez. Számára a legkedvesebb volt a Magyar Hidrológiai Társaságtól kapott

Vásárhelyi Pál díj, a Kvassay Jenő díj, az aranygyűrűvel jelzett tiszteleti tagság. Sokoldalú munkásságáért megkapta az Eötvös Lóránd díjat, és a Köztársaság Érdemérem középkeresztjét.

A Hidrológiai Közlöny 2000 (80. évfolyam) 3. számában így méltatta Starosolszky Ödönt:

*Dr. Starosolszky Ödön Széchenyi-díjas! A Magyar Köztársaság elnöke - a miniszterelnök javaslatára - 2000. március 15. alkalmából Széchenyi-díjat adományozott dr. Starosolszky Ödön építőmérnöknek, a műszaki tudomány doktorának, a Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Rt ny. vezérigazgatójának, a Magyar Hidrológiai Társaság elnökének a magyar vízgazdálkodás fejlesztésében elért eredményeiért, kiemelkedő kutatói, szervezői, oktatói tevékenységéért, különös tekintettel a hidraulika és hidrológia területére.*

### SOMLYÓDY LÁSZLÓ – 2002



**Somlyódy László** (Kecskemét, 1943. szeptember 30. –) Széchenyi-díjas gépészmérnök, egyetemi tanár, a Magyar Tudományos Akadémia rendes tagja. Kutatási területe az áramlástan, a vízminőségi modellezés és a diszperziós mérések. 1990 és 1991 között a VITUKI főigazgatója. 1992-ben a Budapesti Műszaki Egyetem (ma: Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem) Építőmérnöki Karán kapott egyetemi tanári kinevezést a vízellátás-csatornázás tanszékére. 1996-ban bízták meg a tanszék oktatói programjának átszervezésével. 1997 és 2000 között az Építőmérnöki Kar tudományos dékánhelyettese volt. 1998-ban megalapította az MTA és a BME Vízgazdálkodási Kutatócsoportját.

Az MTA Környezettudományi Bizottságának, a Vízgazdálkodás-tudományi Bizottság és a Hidrológiai Tudományos Bizottság tagja lett. 1990-ben a Magyar Tudományos Akadémia levelező, 1998-ban pedig rendes tagjává választották meg. 1999 és 2008 között a Műszaki Tudományok Osztályának elnöke volt.

**Somlyódy László**, aki 2002-ben kapta meg a díjat, így emlékezik:

*„Épp Kínában voltam mikor felhívtak telefonon, hogy ráérek-e egy adott időpontban. Én úgy gondolom, hogy a Széchenyi-díj – melyet nagy megtiszteltetéseként éltem meg – kimagasló műszaki munkáért adott elismerés, aminek politika-mentesnek kellene lennie. Esetemben indoklasként a vízminőségért és a Balatonért végzett munkát nevesítették. Ám minden szakmai munka mögött egy csapat húzódik, melyet ki kell nevelni”.*

Erre utalt Gyulai József akadémikus is, aki Somlyódy László 70. születésnapján a BME-n köszöntésében így szólt akadémikus kollégájához: „*emberi nagyságod abban mutatkozott meg, hogy hagyta kibújni a fiatalokat az árnyékból, de nem az ernyő alól.*”

A Hidrológiai Közlöny 2022-ben, a 102/2 kötetében jelentetett meg egy bővebb életútinterjút Somlyódy László akadémikussal. 2023. október 1-én, a Budapesti Nemzetközi Könyvfesztiválon kaphattuk kezünkbe Somlyódy Nóra – Somlyódy László *Egy élet a Balaton körül* című könyvét, mely a család történetén keresztül mutatja be Somlyódy László gazdagéletpályáját.

### MOSONYI EMIL – 2006



**Mosonyi Emil** (Budapest, 1910. november 10. – Singen, Németország, 2009. április 24.) Kossuth- és Széchenyi-díjas magyar vízépítőmérnök, tanszékvezető egyetemi tanár, a Magyar Tudományos Akadémia tagja.

Az Országos Vízierőügyi Hivatal elnöke (1942–1948). Ezt követően a Műegyetem professzora és 1957-ben történt eltávolítása után a VITUKI igazgatóhelyettese (1962–1967). Külföldre távozása után a Karlsruhe-i Egyetem Vízépítési Tanszéke professzora és a Hidraulikai Laboratórium igazgatója (1965–1984), emeritusz professzora (1984-től). Az MTA Vízgazdálkodás-tudományi Bizottsága tb. elnöke. A Magyar Hidrológiai Társaság elnöke (1951–1956). A Nemzetközi Vízenergia Társaság alapító elnöke (1995–1997), örökös tb. elnöke (1997-től). Vízgazdálkodással, vízépítéssel foglalkozott, nemzetközileg is alapvetően új eredményeket ért el a folyami vízlépcsők duzzasztása révén elérhető fűtőanyag- és utazásiidő-megtakarítás vizsgálatára. Az ezen számításokra kidolgozott Mosonyi-képletek általános elterjedtek. Ő irányította a tiszalöki vízlépcső tervezését.

A 2006-os években a magyar mérnök társadalom már régen várta ezt a kitüntetést, ami a tudóst megillette volna. A világon az egyik legismertebb vízgazdálkodó szakértő, akinek a vízerőművekről szóló könyveit a Kínai Népköztársaság az egyetemi oktatás kötelező bázisművének fogadta el. Annál szomorúbbá tette az a hír, hogy Sólyom László köztársasági elnök úr kételkedett a kitüntetés indoklásában. Sajnos a professzor úr betegsége miatt nem tudott megjelenni a parlamentben a díj ünnepélyes átadásán, de talán ez megkímélte egy esetleges személyes sértéstől. A díjátadási ünnepség utáni koccintáson a Vadász teremben a kormányfő így fogalmazott: „*bár ezerféleképpen lehet gondolkodni a haza dolgáról, a haza sikere a minőségben van. ... nincs kétségem afelől, hogy mindenki ebben a teremben a hazát szolgálta és a haza sikerét szolgálja*” ([https://www.origo.hu/itthon/2006/3/20060315solyom#google\\_vignette](https://www.origo.hu/itthon/2006/3/20060315solyom#google_vignette)).

**JÓZSA JÁNOS – 2024**

**Józsa János Balázs** (Győr, 1957. március 9. –) Széchenyi-díjas vízépítő mérnök, egyetemi tanár, a Magyar Tudományos Akadémia rendes tagja. Kutatási területe a hidraulika és a hidromorfológia, ezen belül a határfelületi folyamatok tavi ökoszisztémában, hullámterez vízfolyások áramlási viszonyai és a turbulenciámérés. 2015 és 2021 között a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem rektora. 2020 és 2023 között az MTA Műszaki Tudományok Osztályának elnöke. Széchenyi-díjat kapott 2024. március 15-én

A Mérnök Újság (MU) áprilisi száma (*A Széchenyi-díjas vízmérnök | mérnökvagyonok.hu (mernokvagyonok.hu)*) kitűnő közleményben vezeti végig az olvasót Józsa János szakmai életútján. Ám van néhány kérdés, mellyel tovább lehet boncolgatni, hogy a Révai Gimnázium matek-tagozatától, a VITUKI-n keresztül hogyan vezet az út a Széchenyi díjig.

**INTERJÚ JÓZSA JÁNOSSEL A 2024-ES ÉV SZÉCHENYI-DÍJASÁVAL**

**Őszintén gratulálok mérnöktársaim nevében is! Úgy érzem, mintha VITUKI-s névsorolvasást hallanék: Bogárdi János, Starosolszky Ödön, Somlyódy László, Mosonyi Emil, Józsa János! Mit jelent egy ilyen pazar szellemi társaság tagja lenni?**

Kösz, hogy viszonylag könnyű kérdéssel kezded! Itt most lássuk az első négy személyt: briliáns elméjű, sziporkázó egyéniségű, de szerencsére messze nem csereszabatos kiválóságai a víztudományoknak és a vizes szakmának, itthon és a világszerte egyaránt. (Bogárdi) János bácsit sajnos személyesen nem ismertem, mire az egyetemen a vizes szaktárgyakhoz értünk, nyugdíjba vonult. Hallani persze annál többet hallottam róla, könyveiről, kutatásairól, és kiemelten utánpótlásnevelő tevékenységéről. Utóbbira pusztán egy példa: nekem egyik kedves tanítványa, Rákóczi László évtizedekig mentorom volt. János bácsi tette lehetővé, hogy Laci a 60-as években kétszer 1 évet (!) töltsön a világhírű hordalékkutató Blench professzornál Kanadában, onnan nemzetközileg élenjáró tudást hozzon haza, és azt a hazai vizes kutatások és a szakma hasznára fordítsa, beleértve saját magamat, tanítványaimat, és a közelmúltig még azok tanítványait is.

Starosolszky Ödön diplomatervező-konzulensem, majd a VITUKI-ban kutatói pályámon elindító főnököm volt, és ő, mint alelnök vezetett be a nemzetközi Hidraulikai Kutatási Szövetség berkeibe, a Szövetség folyóiratába szerkesztőbizottsági tagnak, a Folyadékok Mechanikája Bizottságba tagnak, majd titkárnak ajánlott. Mind tudományos kutatói, oktatói és vezetői kvalitása kivételes volt, ő volt a szervezője és motorja a magyar vízügy legfontosabb nemzetközi kapcsolatainak. Ismeretségünk hosszú ideje alatt felbecsülhetetlen támogatásban részesített.

Somlyódy László volt leghosszabban korlátlanul támogató mentorom, először a VITUKI-ban, aztán a Műegyetemen, végül az Akadémián, és annak érzem napjainkban is. Mint a pengeéles elme kiemelkedő megtestesítőjétől, csak tanulni lehetett tőle. Döntő szerepe volt MTA-doktorrá, majd akadémikussá válásomban. Mind bizalmas, mind rendbe rakó megjegyzéseit szívesen fogadtam. Az utóbbi évek víztudományi politikáját közösen formáltuk, számolatlanul adva tanácsokat az aktuális kormányzatnak.

Mosonyi Emil (egymás között csak Emil bácsi), akiről végképp úgy gondolom, az olvasónak nem kell bemutatni, 2006-ban kapta a díjat, és az azzal járó pénzjutalmat azonnal egy kórháznak adományozta. Utolsó, még aktív éveiben volt szerencsém számos tudományos ülésen, szakmai és jubileumi rendezvényen együtt lenni vele. A könnyedség, ahogy partnerként kezelte, több mint megtisztelő volt, hordozom is emlékét, és mértékkel, de meríték kivételesen szellemes stílusából. Halála után nem sokkal magam karoltam föl a Műegyetem kertjében emlékszobra felállításának hivatalos egyetemi egyengetését, sikerrel. Tudományos és professzori érdemei mellett több 56-os rektori beszédemben is kiemeltem egykori Műegyetemi Forradalmi Bizottsági tevékenységét. Nemzetközi téren pedig? Attól függően, hogy milyen társaság jött össze egy konferenciára, vagy milyen jellegű intézményben tettem látogatást, a „magyar” mint olyan nagyságának reprezentálására Szent-Erzsébet, Bartók Béla és Puskás Ferenc mellett rendszerint Mosonyi professzor volt tudományban az ütőkártyám.

**Akkor jöjjön egy közepesen nehéz kérdés: a MÚ interjúban már ugyan beszéltél életed diplomázásig terjedő szakaszáról, de nem árt, ha ezt más kiemelésekkel, a Műegyetemre jutásodig itt is áttekintjük.**

Rendben, szívesen. Gyermekkoromat a Győr melletti Ménfőcsanakon töltöttem. Szüleim pedagógusok voltak, az utolsók közül a falun egykor nagy tekintélynek örvendő tanítókból. Az általános iskola gondtalan éveit főleg matematikai érdeklődést mutattam, kiváló körzeti szakkörbe járva, jó versenyeredményekkel, így a középiskolát egy egyébként minden tantárgyban magabiztos matematika-tagozatos osztályban végeztem el a nívós Győri Révai Miklós Gimnáziumban. Közben tehetségem folytán úgy alakult, hogy egyre több időt szenteltem az atlétikának, egészen válogatott szintig. Mégis, amikor a pályaválasztásra került a sor, szellemi terület mellett döntöttem, pontosabban döntöttünk édesanyámmal, mondván, azt kevésbé könnyen szakíthatja félbe sérülés (az atlétikát hamarosan félbe is szakította). Különösebb szakmai érdeklődési köröm nem lévén, olyan természettudományos pályára próbáltam menni, ahol majd kipallérozódva, kedvem szerint választhatok a munkaterületek széles skálájából. Így végül a Műegyetem Építőmérnöki Kara Vízépítőmérnöki Szakára jelentkeztem. Ami azóta is fülemben cseng, édesanyám útravaló tanácsa: kisfiam, nekem ez a víz-dolog tetszik, de egyet tarts észben! Te pedagógus családban nőttél fel, mérnöki légkört soha nem tapasztaltál. Mérnök-személyiségedet teljesen magad kell, hogy felépítsd! Az ember az idők folyamán megérti, hogy a szerető édesanya tanácsai aranyat érnek, csak erre nem egyszerű később jövünk rá, és ráadásul akkor, amikor már nem tudjuk megköszönni. Na és mivé is

lettem végül: a családból hozott pedagógus véna és a szerzett mérnöki ismeretek szerencsés, elégedettséget és sikert hozó ötvözetévé. Soha jobbat.

### **Milyen szerepe volt a VITUKI-ban kapott alapoknak a sikeres szakmai pályafutásban?**

Nem lenne elegáns csak a VITUKI-ról beszélnem, ennél sokkal összetettebb utat tettem meg. Haladjunk tovább időrendben. Az egyetemen, látván tehetségemet és átlagot meghaladó érdeklődésemet, kedves tanárom, Kontur István (Pista) gyengéd erőszakkal sikeres TDK dolgozatot sajtolt ki belőlem. Diplomafeladatomban már közösen tűztük ki, témájában szándékosan eltérve az akkor megszokottaktól: Turbulencia jellemzőinek laboratóriumi mérése és számítógépes elemzése... és pályám meghatározó indulását hozta, hogy helyszínül pedig befogadást nyertünk az akkor (még) virágkorát élő VITUKI-ba, ráadásul Pista megnyerte Starosolszky Ödön (Dönci) akkori intézetigazgatót külső konzulensnek, nekem még persze nem elárulva, hogy számomra munkahelyként a VITUKI-t, mint potenciális tudományos kutatóhelyet megcélózva. A stratégia működött. Érdeklődésemet sikerülven fölkelteni a kutatómunka iránt, diplomázást követően 1981 őszén Dönci szívesen invitált, és vett föl a Vízépítési Intézetbe tudományos segédmunkatársnak.

Első VITUKI-s korszakomban azonban meglehetősen rövidre sikerült. A szabad tudományos szárnyalást lehetővé tevő kutatási pénzek abban az időben kezdtek erőteljesen megcsappanni, így a kísérleti mellett a világban egyre jelentősebb, engem nagyon érdeklő számítógépes hidraulikai modellezés kis intézeti szerepe sem növekedett. Meg mindehhez angol tudásom is nagyon kezdetleges volt. Viszont erős francia tudásom alapján hívtak a VÍZITERV-be, főleg algériai exportmunkákra. Nem lehetett visszatartani, ezt ki kellett próbálnom! Három, igazán hasznos évet töltöttem ott, megismertem a tervezői munkát, egy csodálatos afrikai országot, és közben, mint fiatal házas, anyagilag is gyarapodni kezdtünk. A leghasznosabb talán az volt, hogy megtudtam, mit is várnak a tervezők egy tudományos előmunkálattól. Az idő tehát kellemesen telt, de bennem továbbra is dolgozott a kutató. Megpróbáltam legalább a nemzetközi szakirodalomban követni a számítógépes (másszóval numerikus) hidraulikai modellezés új eredményeit, de éreztem fokozatos lemaradásomat. Egyszerűen arról volt szó, hogy egyrészt nem főfeladatként foglalkozhattam vele, másrészt egyébként nagyszerű főnökeim a témában pusztán biztatást, de szakmai tanácsokat nem tudtak adni. Márpedig ilyesmit hobbiból, saját erőre és önkritikára támaszkodva nem igazán lehet csinálni.

De láss csodát! Közben a VITUKI-ban hirtelen jelentősen javult a numerikus hidraulika helyzete, és 1985. tavaszán világhosszá vált számomra, hogy vagy visszamegyek, és a talán soha vissza nem térő alkalmat kihasználva úgy mond alapító tagként beszálok egy újonnan induló fiatal numerikus hidraulikai csapatba, vagy maradok, vállalva a kockázatát annak, hogy később mégis hibának tekintem a lehetőség elszalasztását. Igazán jólesett, hogy hívtak is, így 1985. nyarán visszamentem, és onnantól a Hidraulikai Intézet Bakonyi Péter vezette Numerikus Hidraulikai Osztály tudományos munkatársa lettem.

Innentől jelen visszaemlékezésben életem VITUKI-s fejezete virágkornak nevezhető első jó pár évét egy velem készült 1987-es interjúból fogom, enyhe aktualizálással és bővítéssel idézni. Ezt azért teszem, hogy hangvételemben az akkori ambiciózus Józsa János eredeti, autentikus véleménye tükröződjön benne, megmutatva, miért is volt olyan fontos sokunk számára az a kutatóintézet ezzel a jelen kérdést is megválaszolva. A cikk a VITUKI Szemlében jelent meg 1987-ben. A cikket már el is felejtettem volna, ha annak másolatát a 90-es évek közepén, régi papírjait rendezve meg nem találja Kontur István barátom, egykori tanárom. Jószívvel adta vissza, az alábbi széljegyzettel:

*Kedves János! Ezt találtam a régi papírokat rakosgatva. Már akkor ívelt csillagod. K.I.*

Na, ez jólesett, a cikknek nagyon örültem, tanulságos volt újra olvasni. Megérdemli, hogy most a friss Széchenyi-díj mögé csatlakozzon afféle előképnek. Az interjút a VITUKI dolgozója, a Szemle szerkesztője, Bombicz Sándorné Edit készítette velem. Összeültünk, amiből aztán 5 óras mély beszélgetés és másfél oldal kerekedett. A szűken vett témán túl átbeszéltük a Győri Balett ügyeit (Edit lánya, Barbara, az együttes vezető szólótáncosa volt, én meg ugye Győr környéki illetőségű), aztán Bartók Béla életpályáját, meg ilyen „apróságokat”. Merthogy az akkori VITUKI színvonalas értelmiségi intézet volt. Mi más lehetett volna?

Szóval az újonnan felállított Numerikus Hidraulika Osztályánál tartunk, Bakonyi Péter vezetésével. Péter, a Műegyetemet a VITUKI-ra cserélve, kiváló tudással, nemzetközi tapasztalattal, empatikus tudásátadó érzékkel vezette az osztályt, mindahányan sokat köszönhetünk neki. Az intenzív modellfejlesztésen belül én főleg a szabadfelszíni áramlások és a bennük lejátszódó transzportfolyamatok kétdimenziós modellezésével foglalkoztam. A nemzetközi szakirodalomból kiindulva próbálkoztunk különféle módszerek előnyös ötvözésével, közben saját ötleteinket is beépítve a fejlesztésekbe. Egyre jobban megértettük azt is, hogy a számítógép önmagában természetesen nem elég gyakorlati problémákra használható modellek felállításához, azok paramétereit terepi mérésekre támaszkodó bearányosítást és igazolást igényelnek. Ezt szándékoztuk megvalósítani például sekély tavainkra is egy egyre ígéretesebbé váló finn együttműködés keretében, ha már ők az „Ezer tó országa”. Időm egyre nagyobb részét az említett finn együttműködés foglalta el, amiben nemcsak gyümölcsöző szakmai, de az idők folyamán baráti kapcsolatok is kialakultak, különösen Juha Sarkkulával. Egy finn tó és a Balaton lettek esettanulmányi területeink (utóbbinál alapvető volt a tógazdálkodásért igazgatósági szinten abban az időben felelős Hajós Béla rendületlen szakmai projektfinanszírozási támogatása), mindkettőben kiterjedt szél, és általa keltett áramlásméréseket végeztünk, a Finn Hidrológiai Hivatal egyedülállóan korszerű mérő-adatgyűjtő műszerparkját használva. Ebben a keretben kerültem ki kutatási ösztöndíjjal több alkalommal is Finnországba. Ezek között

legjelentősebb remek vendégkutatói 1 évem volt, családostul Helsinkiben, ugrásszerű szakmai fejlődést hozva, eközben a családot és baráti kapcsolatainkat még inkább összekovácsolva.

Lássuk az interjúból szinte szó szerint idézve, mit is mondtam 87-ben, jövőbe mutató főbb várakozásaimról: „*Számomra nyilvánvaló a numerikus hidraulika hosszútávú létjogosultsága, sőt az is, hogy azon feladatok mellett, amelyekben kezdetben kiegészítő szerepet játszik, van számos olyan is, ahol a kérdések megválaszolása csak numerikus modellezéssel kísérhető meg. Persze a modellek rugalmassága csak a fizikai háttér kellő elemzése és méréseken alapuló paraméterezése után párosul megbízhatósággal. Hazánkban a numerikus hidraulikai modellezés tekintélye ma már erősödő. Fontos az elfogadottság további növelése főleg azzal, hogy a gyakorlat oldalára egyre több, legalább a modellek nyújtotta lehetőségeket belátó szakember kerül. Addig is, nekünk kutatóknak folytatni kell a körültekintő fejlesztőmunkát. Ezeket a szellemi feladatokat az ember azonban a munkaidő végén jellemzően nem hagyja ott az íróasztalán, hanem hazaviszi, szóval beengedi a családi életébe. Ez a családi élet megértő, támogató légköre nélkül viszont nem működik. Minderről annyit tudok mondani, hogy mióta házas, sőt gyermekes vagyok, a munka sokkal jobban megy. Dehát feleségemet, egyúttal kollégánkat, (Varga) Józsa Ildikót mindenki ismeri a VITUKI-ban. Ő jelenleg otthon van GyED-en másfél éves Anka lányunkkal. Munkaidőm után minden időmet velük töltöm, bár ez szerintük kevés, ami megjegyzés engem végül is örömmel tölt el.*”

Kilépve a cikkidézésből, röviden lássuk akkor a Műegyetemre immár oktatóként való visszakerülést: Összefoglalva az előbbieket, szerencsés voltam, hogy a VITUKI előbbieken szemelvényezett aranykorának részese lehettem, abban ütemesen, nagy haszonnal fejlődhettem mind szakmai-tudományos, mind emberi szempontból. Következő váltásomkor, 1994-ben ezt már csak átvinni kellett aztán a Műegyetem világába, ahol, először Zsuffa István, majd Íjjas István mindig támogató tanszékvezetése mellett, megtehettem, hogy célszerűen ellenálljak az asszimiláló hatásoknak, felismerve, hogy különösen a tudományos kutatás szempontjából egyedi VITUKI-s énem rendületlen továbbvitele hoz leginkább megtermékenyítő újszerűséget és hasznot az Egyetem számára, meg számomra is. Az oktatás és benne a tehetséggondozás terén hasonlóan: egyéni habitusomat kínáltam a hallgatók felé, és az azt értő kiváló hallgatókkal közös munkában értem el kiemelkedő eredményeket. Ez a stratégia már a kezdetektől jól működött, és működik azóta is, professzorként, tanszékvezetőként, majd rektorként, MTA-doktorként, végül akadémikusként, az egyetemi oktatásnak és a víztudományoknak egyaránt meghatározó szakember-utánpótlást biztosítva. Merthogy: bontsd ki tehetségedet, és szolgálj mások tehetségének kibontakozását – ez az értelmiség alapküldetése, ami ráadásul élvezetes, egyúttal hasznot hozó életforma. Ja, és lehetőség szerint mindez itthon és nemzetközi téren egyaránt.

#### **A szakmai életedet a kutatás és oktatás töltötte ki. Hogy látod-e két terület helyzetét?**

Nevezük trivialisnak és intézzük röviden el azt, hogy kutatás és oktatás kéz a kézben kell, hogy járjon, mert az az igazi, kölcsönösen megtermékenyítő. Ezt valósítjuk gyümölcsözően meg intézményemben, a Műegyetemen, és nemzeti léptékben a 2 éve zajló, összesen 4 éves futamidejű Víztudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium programjában, számos, víztudományi kutatást és képzést (is) folytató egyetem, intézet, továbbá az OVF és a legújabb nevén HUN-MET konzorciumi összefogásában. Kielégítően működni látszik, magam a program projekt irányító testülete elnökeként ezen dolgozom.

#### **2006-2024: 18 év. Nem termelt ki a szakma ez idő alatt egyetlen Széchenyi-díjast sem?**

Fogósnak találtam elsőre a kérdést, de azt hiszem, megvan rá a válasz. Először is, a mi szakmánk évtizedek óta nem ad lehetőséget olyan monumentális nagy műtárgy megvalósítására, mint a mondjuk a Megyeri-, a Pentele- híd vagy a Körösvölgyi viadukt, ami hidas mérnökeinknek, vitathatatlanul megérdemelten, meghozta a Széchenyi-díjat. A magunk háza táján vegyük mondjuk egy Csongrádi-vízlépcső jövőbeni megvalósítását, ami többek között elemi módon támasztaná meg a felvízi oldal alföldi talajvizeit, ezzel megvalósítaná a felszín alatti vízvisszatartást, ahogy azt, mint vízhiányra való gyógyírt sűrűn olvashatjuk a szakértői és társadalmi megszólalásokban. Rendben, de akkor hova is tenni? A Körös-török, ezáltal a vele szembeni természeti csoda (nem az, mert van morfológiai magyarázata), a Csongrádi Porond fölé vagy alá. Én múlt nyáron beszéltem az azon a Tisza-szakaszon évtizedek óta szolgáló, már nyugdíjas gátörrel, rákérdeztem, megmondta, de egyelőre némaságot fogadtunk, mint a kamalduli remeték hajdan Majkon. Nos, az efféle komplex, de alapvetően vizes kérdésekre a magyar társadalom immár hagyományosan érzékeny, általában makacsul megosztott, és elég is ennyi ahhoz, hogy a mégoly kiváló alkotó főkonstruktor díjazásra szóba se jöhessen.

Marad tehát a kiemelkedő tudományos (még oktatási, azon belül tehetséggondozási és utánpótlásnevelési teljesítményen keresztüli út a díjhoz, amilyen a már eddig díjazottak ötösfogata lényegében mind végigment: Műegyetemi diploma, VITUKI, BME, MTA, ott legalább MTA-doktori (korábban ún. nagydoktori) címet, de előnyösebb, ha azt követően akadémiai tagságot szerezve. Namármint, magukra sokat adó, jobb hazai egyetemeken szabályzatba van foglalva, de minimum íratlan szabály, hogy a professzori kinevezés, és természetesen az akadémiai tagság, előfeltétele az MTA-doktori cím megléte, és ez az, amiben, a kérdésre válaszolva, 2006-tól, sőt már előtte, a szakmánk elakadt, tisztelet a pár kivételnek, alig volt ember, aki nekifutott. Ennek egyik oka persze a VITUKI lassan, de biztosan a megszüntetés felé sodródása, ezzel az eredendő tudományos káderfelhozatali hely kiesése volt. A magam egyedfejlődésének példáját főbb stációiban még egyszer áttekintve: Diplomázás után, kis útkeresést követően lehorgonyzás a VITUKI-ban, egy évtizedet követően ott kandidátusi cím szerzése, aztán a Műegyetemre átmenve újabb évtized alatt MTA doktora cím szerzése, abból professzorrá és tanszékvezetővé válás, további egy évtized múltán akadémikusság, és végül még egy évtizedet követően Széchenyi-díj. Vegyük észre, e mögött tehát összesen 4 évtizednyi munka van, lépésenként évtizednyi

kíméletben. Netán ez azt jelenti, hogy nagyságrendben ez a szükséges idő az egy-egy szint megugrásához szükséges eredmények eléréséhez? Hajlok rá, hogy igennel válaszoljak.

De ne elmélkedjünk feleslegesen sokat. „A pusztá tagadás nem elég, itt alkotni, teremteni kell”. – mondta Széchenyi, örök érvényűen. 2021-ben letettem a rektori lantot, lett időm összpontosítani az MTA-doktori követelményeket lényegileg teljesítő kollégáim címszerző pályára állítására. 2023 ez sokunk öröme 3 víztudományi MTA-doktori címszerzést eredményezett, mégpedig kiugróan magas elismeréssel. Tisztelettel jelentem, rövidtávon még három, nem viktimológiai típusú jelöltet látok magam körül, akik célirányosan csőbe helyezhetők. Ha pár éven belül nekik is sikerül a címszerzés, az akkor már 6, tudománypolitikai döntésekben szavazati jogú doktor-tag az Akadémián, ami, életkorukat tekintve évtizedekre biztosítja a víztudományok hazai tekintélyének megőrzését, és küldetésükben a további utánpótlásképzést is. Na és akadémiai tagság, meg a Széchenyi-díj? Rajtuk áll, amiben tudjuk, segíteni fogjuk őket.

### **Egy ilyen gazdag szakmai életpálya tapasztalataival mit üzensz a kezdő szakembereknek?**

Nincs érkezésem saját bölcsességet fogalmazni, majd jön egyszer olyan is, de van a fejemben két idézet, két kiváló személytől. Az egyik Márai Sándor (1900-1989), akivel kapcsolatomban egészen különleges: több remek könyvét akkor olvastam, amikor olyan korú voltam, mint ő, amikor írta azokat. Később jöttem rá, ebből eredhetett az, hogy különösen közel éreztem magamhoz őket. De jöjjön Márai életre vonatkozó jótanácsa:

*„Viseld a rangod és dobd el a hiúságod. Viseld, mint egy keresztet.”*

A másik kiváló személy Németh Endre (1891-1976, a tanszéken csak Bandi bácsinak emlegetve) műegyetemi professzor, tanszék-elődünk, az I. Vízépítési Tanszék vezetője, az Építőmérnöki Kar dékánja. Ő a vízzel foglalatosság szép alapelvét, ahogy azt egykori tanítványa, Vágás István c. egyetemi tanárunk, sokunk tudományos mentora, hűen megőrizte emlékezetében és továbbadta nekünk, az alábbiakban fogalmazta meg:

*„A Víz nem tűri a nyers erőszakot, de a természetéhez igazodó irányításának enged.”*

Mindkét gondolatot, mint törekvést, jó szívvel ajánlom mindenkinek, magán-, közösségi és szakmai-tudományos életben egyaránt! De mégiscsak ideteszek egy saját magamban kiérlelődött gondolatot is:

Legyen az embernek általános műveltsége, széles szakmai ismeretei, de legyen egy szűkebb, kedvelt területen egészen egyedi, mások számára szinte misztikus tudása is! Ezek együtt adnak tekintélyt, egyúttal biztonságot.

*Major Veronika*

A **HIDROLÓGIAI KÖZLÖNY** elsősorban hidrológiával, vízgazdálkodással és a kapcsolódó szakterületeket érintő tudományos megalapozottságú szakmai közlemények megjelentetésére ad teret. Ezek mellett a **FÓRUM** rovatban lehetőség van szakmai érdekességek, újdonságok közzétételére is. A **TÖRTÉNELMI PILLANATKÉP** rovatban a régmúlt vízügyi eseményeinek állítunk emléket. Módot adunk továbbá szakkönyvek bemutatására a **KÖNYVISMERTETÉS** rovatban.

A közlésre szánt kéziratot elektronikus formában lehet benyújtani Word (.doc vagy .docx) állományban, maximum 30 oldal terjedelemben a [hk@hidrologia.hu](mailto:hk@hidrologia.hu) e-mail címre. Eredeti műveket, azaz más folyóiratban, kiadványban korábban még nem közölt kéziratokat fogadunk el. Amennyiben a kézirat tartalma már valamilyen formában megjelent hazai vagy külföldi (idegennyelvű) kiadványban, illetve másodközlésnek minősül, azt a kézirat beküldésekor jelezni kell.

A kézirat mellett lehetőség van a témához szorosan kapcsolódó további elektronikus formátumú információk (pl. Excel file, előadás pdf formátuma, videó) csatolására is, melyek a közlemény online változatával együtt jelennek meg.

A kézirat beérkezését követően a Szerkesztőbizottság visszaigazolást küld a szerzőnek és a közleményt szakmai bírálóknak adja ki. A bírálatok alapján a kéziratot a Hidrológiai Közlöny: a) elfogadja megjelentetésre; b) javításokat, kiegészítéseket, módosításokat javasol; c) nem fogadja el közlésre. A közlésre elfogadott kézirat esetében a grafikus elemeket (ábra, kép, táblázat) külön elektronikus állományban is meg kell küldeni a Szerkesztőség részére.

### FORMAI KÖVETELMÉNYEK

Kérjük, közleményük készítésekor tanulmányozzák a részletes közlési útmutatót ([https://www.hidrologia.hu/wp-content/uploads/2024/04/Hidrologiai-Kozlony-Kozlesi-Utmutato\\_MAGYAR\\_2024.pdf](https://www.hidrologia.hu/wp-content/uploads/2024/04/Hidrologiai-Kozlony-Kozlesi-Utmutato_MAGYAR_2024.pdf)), melyből közzéteszünk néhány előírást:

A szakmai közlemény kötelező részei: cím, szerző(k) teljes neve, a szerző(k) munkahelye és e-mail címe, magyar nyelvű kivonat, magyar kulcsszavak, angol nyelvű cím, angol kivonat (Abstract), angol kulcsszavak (Keywords), törzsszöveg fejezetekre tagolva, irodalomjegyzék, szerző(k) életrajzi adatai és fényképe (portrékép). Az ábra-, kép- és táblázatcímek angol változatát is meg kell adni.

A használt betűtípus: Times New Roman, szimpla sorközzel, sorkizárt rendezéssel. Az oldal A4-es méretű, 2,5 cm-es margóval.

A közleményben más szerzők műveiből átvett szövegrészeknél, ábráknál, fényképeknél, táblázatoknál, internetes forrásoknál, adatbázisoknál feltétlenül hivatkozni kell a felhasznált forrásra. Kérjük, hogy lábjegyzetet ne használjanak.

2024-től már angol nyelvű kéziratokat is fogadunk, melyek külön kötetbe rendezve jelennek meg. Az angol nyelvű kéziratok részletes közlési útmutatója: [https://www.hidrologia.hu/wp-content/uploads/2024/04/Hidrilogiai-Kozlony-Kozlesi-Utmutato\\_ANGOL\\_kivonat.pdf](https://www.hidrologia.hu/wp-content/uploads/2024/04/Hidrilogiai-Kozlony-Kozlesi-Utmutato_ANGOL_kivonat.pdf)

A lapszám a Magyar Kultúráért Alapítvány mint „Támogató”, és a Petőfi Kulturális Ügynökség, mint „Kezelő szerv” támogatásával jött létre.

**Petőfi  
Kulturális  
Ügynökség**

