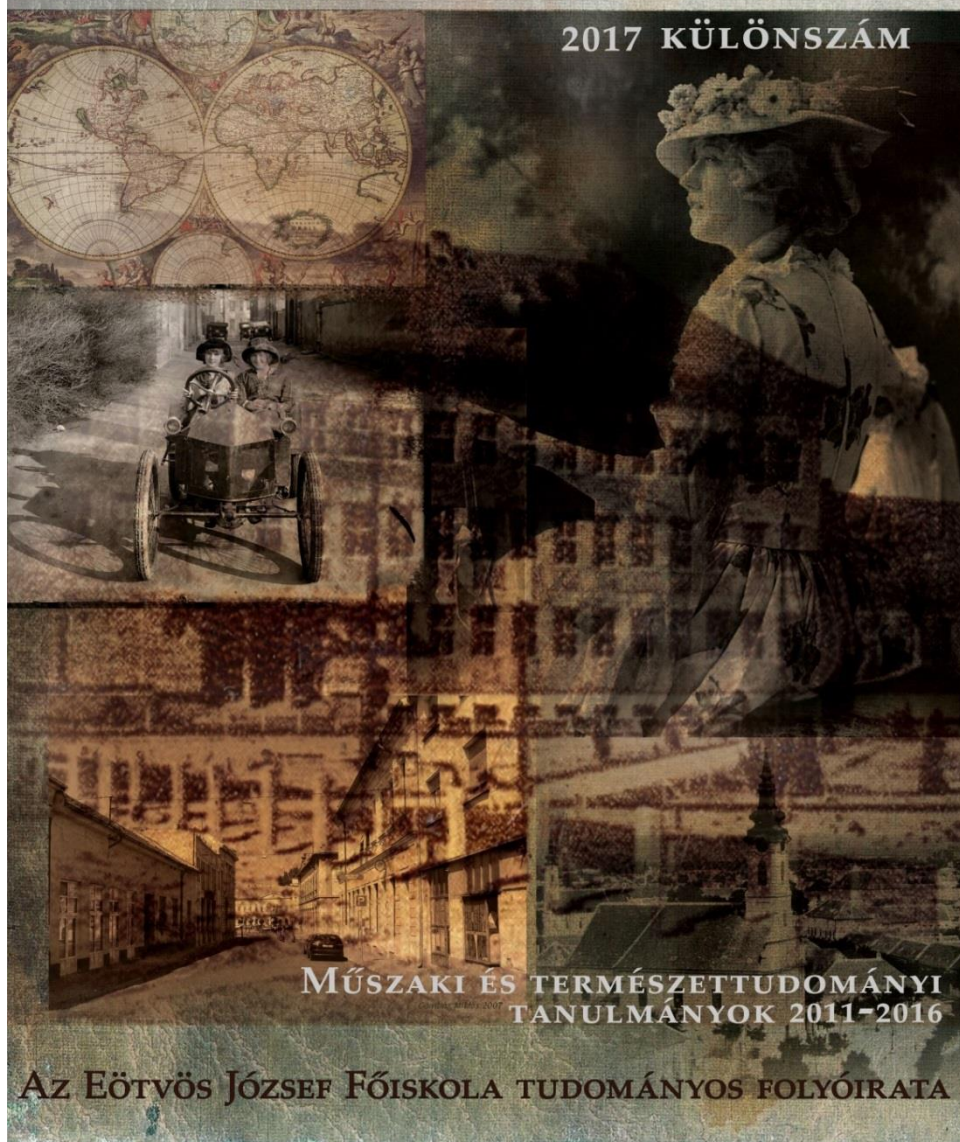


DANUBIUS NOSTER

2017 KÜLÖNSZÁM



MŰSZAKI ÉS TERMÉSZETTUDOMÁNYI
TANULMÁNYOK 2011-2016

AZ EÖTVÖS JÓZSEF FŐISKOLA TUDOMÁNYOS FOLYÓIRATA

DANUBIUS NOSTER

2017 különszám

Az EÖTVÖS JÓZSEF FŐISKOLA TUDOMÁNYOS FOLYÓIRATA

Megjelenik negyedévente

Főszerkesztő:

Bordás Sándor

Szerkesztők:

Mátrai Ildikó, Tóth Sándor Attila, Pogány Csilla

Szerkesztőbizottság:

Heinrich Badura (Bécs, Ausztria)

Erdélyi Margit (Révkomárom, Szlovákia)

Andrew C. Gross (Cleveland, USA),

Guzsvány Valéria (Újvidék, Szerbia),

Mohos Mária (Pécs, Magyarország),

Patay Ilona (Nyitra, Szlovákia),

Lapalapító: Majdán János

Lapterv: Horváth Csaba Árpád

Grafikai szerkesztés: Győrfi Tamás

Tördelés: Medveczky Bertalan

Kiadja: Eötvös József Főiskolai Kiadó, Baja

Felelős kiadó: az Eötvös József Főiskola rektora

Szerkesztőség: 6500 Baja, Szegedi út 2.

Telefon: (79) 524-624



HU ISSN 2064-1060

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

Baja város két felsőoktatási intézményének (a Tanítóképző és a Pollack Mihály Műszaki Főiskola Vizsgadálkodási Tagozata) 1996-os összevonását követően, két évtizedre meghatározóvá vált az Eötvös József Főiskola küldetése, hogy „pedagógusok, közművelődési szakemberek, vízügyi mérnökök és közgazdászok képzésével járul hozzá a régió, illetve az ország társadalmi felemelkedéséhez”.

A pedagógiai és bölcsész képzések a Pedagógiai Fakultáson (a későbbi Neveléstudományi Karon), a műszaki és gazdálkodási képzések a Műszaki Fakultáson (a Későbbi Műszaki és Közgazdaságtudományi Karon) folytak, majd 2016-ban a kari felosztás is megszűnt. Az EJF-en ezután több intézetben, de egy intézményként zajlott nem csupán a pedagógusképzés és multikulturális szemléletre nevelés valamint a környezetvédelem, ezen belül is kiemelten a vizsgadálkodás szakterülethez igazodó képzés, de a tudományos élet is.

A Tudomány Napja alkalmából évente megrendezett konferenciák vagy egyéb pályázati keretek között lezajlott tudományos tanácskozások a közös gondolkodás, a színvonalas szellemi együttműködés jegyében teltek. A plenáris előadások alkalmával a tudományos élet Bajára meghívott rangos képviselői nem csupán szellemi javaikat hozták a főiskolára, de szembesülhettek az itt zajló szakmaiság magas színvonalával is.

A 2011 és 2016 közötti időszak különösen gazdag és színes öt év volt a főiskola tudományos életében. Az évente megrendezett tudományos tanácskozásokon oktatóink részéről átlagosan 60-70 szekció előadás hangzott el (ennek egyharmada horvát, német és angol nyelven). 2013-ban „Eötvös József és kora” címen az intézmény névadójáról emlékezett meg a főiskola többek között Dr. Maruzsa Zoltán és Dr. Pukánszky Béla plenáris előadásaival. 2014-ben pedig a műszaki- és természettudományokra került hangsúly „Messze látó tudomány: felelős válaszok a jövőnek” címmel, mely téma zárásaként Áder János Köztársasági Elnök Úr tartott előadást a klímaváltozásról. Részben ebből ad ízelítőt ez a folyóirat különszám.

A műszaki intézetek 2017. február 1. napjától kiváltak az intézményből, és a Nemzeti Közszolgálati Egyetem Víz tudományi Karaként működnek tovább. Ám az addigi közös múlt és a tudományos életben és együttműködésben való többszörös összefonódás még hosszú ideig összeköti a két intézményt, ennek fontos lenyomata ez a *Danubius noster* folyóirat jelen különszáma is.

A szerk.

Fekete Árpád

ELÁGAZÓ FOLYAMATOK SZEMLÉLETES BEVEZETÉSE GENERÁTORFÜGGVÉNYEK SEGÍTSÉGÉVEL

Bevezetés

A generátorfüggvények a matematika számos ágában jelentős alkalmazásokkal rendelkeznek, többek között felhasználhatjuk ezeket rekurzív egyenletek megoldására, kombinatorikus képletek igazolására, valamint multiplikatív számelméleti függvények tulajdonságainak vizsgálatára.

Az 1970-es években a generátorfüggvényeket a sztochasztikában is alkalmazni kezdték az elágazó folyamatok problémakörében. E problémakör a 19. századig nyúlik vissza. Sir Francis Galton és Henry William Watson angol tudósok nemesi családnevek kihalásának valószínűségét vizsgálták. A téma alapjának az 1874-ben megjelent „On the probability of extinction of families” című cikkük tekinthető¹. Ezt a problémát később más matematikusok általánosították, így alapvető jelentőségűvé vált például a populációdinamikában, a nukleáris láncreakció vizsgálatában vagy a fizikában a gyenge elektronáram felerősítésére szolgáló elektronsokszorozó műszer hatékonyságának elemzésében.

E cikk célja, hogy az olvasó kizárólag elemi valószínűségszámítási fogalmak ismeretére támaszkodva és felhasználva a generátorfüggvények tulajdonságait – újszerű módszertani megközelítésben – bevezető képet kapjon az elágazó folyamatokról és ezek néhány alkalmazásáról.

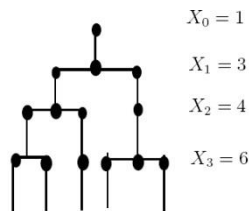
Elágazó folyamatok

Az elágazó folyamatok olyan sztochasztikus folyamatok, amelyekben a valószínűségi változók lehetséges értékei megszámlálhatóan végtelen halmazból kerülnek ki, vagy más szóval az állapotterük megszámlálhatóan végtelen. Sztochasztikus folyamat alatt időben végbemenő véletlen folyamatot értünk, amely nem más, mint valószínűségi változók serege az idő szerint indexelve. Tovább szűkítve, az elágazó folyamat egy Markov-folyamat, amely egy populációt modellez, amelyben minden n . generációban lévő egyed véletlen számú utódot hoz létre, akik majd az $(n+1)$. generációt alkotják. Ebben a modellben feltesszük még, hogy minden egyed azonos valószínűség eloszlás szerint hoz létre utódokat és az egyedek egymástól függetlenül szaporodnak. Ha egy egyed létrehozta véletlen számú utódját, akkor utána eltűnik a rendszerből. Annak valószínűsége, hogy egy egyed pontosan k db utódot hoz létre p_k . Ha a ξ valószínűségi változó jelenti egy egyed utódainak számát, akkor ez formálisan:

$$(2.1) \quad P(\xi = k) = p_k, \quad k = 0, 1, 2, 3, \dots$$

¹ Watson–Galton, 1874.

Nyilván $\sum_{k=0}^{\infty} p_k = 1$. Jelölje X_n a populációt alkotó egyedek számát az n . generációban. Az egyszerű elágazó folyamat egyetlen őst feltételez, ő alkotja a 0. generációt, azaz $X_0 = 1$. Az 1. ábra egy elágazó folyamatot mutat:



1. ábra

Ilyen feltételekkel $\{X_n\}$ Markov-lánc az $S = \{0, 1, 2, \dots\}$ állapottéren.

2.1. Definíció. *Markov-láncnak* nevezzük az olyan diszkrét időben változó sztochasztikus folyamatot, amelynek az állapottéren véges vagy megszámlálhatóan végtelen halmaz, és az egyes állapotok bekövetkezésének valószínűségei csak a közvetlenül előttük álló állapotoktól függenek.

Markov-láncoknál p_{ij} jelöli az átmenetvalószínűséget, ami annak a valószínűségét jelenti, hogy egy j állapotba kerülünk, feltéve, hogy az i állapotban vagyunk. Ez tehát egy feltételes valószínűség:

$$(2.2) \quad p_{ij} := P(X_{n+1} = j \mid X_n = i).$$

A p_{ij} számok mátrix formájában is elrendezhetők. A $\mathbf{P} := (p_{ij})$ mátrixot a folyamat *átmenetvalószínűség-mátrixának* nevezzük.

$$\mathbf{P} := \begin{pmatrix} p_{00} & p_{01} & \dots \\ p_{10} & p_{11} & \dots \\ \vdots & \vdots & \ddots \end{pmatrix}$$

A p_{ij} mennyiségek nyilván kielégítik a

$$(2.3) \quad p_{ij} \geq 0, \quad i, j = 0, 1, 2, \dots$$

$$(2.4) \quad \sum_{j=0}^{\infty} p_{ij} = 1, \quad i = 0, 1, 2, \dots$$

feltételeket. (2.4) feltétel csupán azt fejezi ki, hogy valamilyen átmenet biztosan bekövetkezik minden egyes állapotból. A Markov-láncot teljesen meghatározza, ha (2.1) és X_0 valószínűség-eloszlása rögzített. A *Markov-tulajdonság* azt jelenti, hogy a folyamat jövőbeni állapota csak a jelen állapottól függ, a múltbeli történésektől nem, azaz a rendszer jelenbeli állapota a lényeges, és nem az, hogy miként került a rendszer ebbe az állapotba. Populációs modellünkben ez azt jelenti, hogy az egyetlen lényeges információ az utolsó ismert populáció nagysága,

mivel az utódok száma csak a jelenlegi populáció nagyságának függvénye. Matematikailag:

$$(2.5) \quad p_{ij} = P(X_{n+1} = j \mid X_0 = i_0, X_1 = i_1, \dots, X_{n-1} = i_{n-1}, X_n = i_n) = P(X_{n+1} = j \mid X_n = i).$$

Tehát az $\{X_n\} = X_0, X_1, X_2, \dots$ egy Markov-lánc, ahol X_n valószínűségi változó a populáció nagysága az n . generációban. Az n . generációban lévő X_n számú egyed egymástól függetlenül $\xi_1^{(n)}, \xi_2^{(n)}, \dots, \xi_{X_n}^{(n)}$ számú utódot hoz létre az $(n+1)$. generációnak. $\xi_j^{(n)}$ úgy fogható fel, mint az $(n+1)$. generáció azon egyedeinek száma, melyek az n . generáció j . egyedének utódai. Nyilván $\{\xi_j^{(n)}, n \geq 1, j \geq 1\}$ azonos eloszlású (a közös eloszlás $\{p_k\}$), nemnegatív, egész-értékű valószínűségi változók. E jelölésekkel:

$$(2.6) \quad X_{n+1} = \xi_1^{(n)} + \xi_2^{(n)} + \dots + \xi_{X_n}^{(n)}$$

Így egy $\{X_n, n \geq 0\}$ elágazó folyamatot definiáltunk, amelyben $X_0 = 1, X_1 = \xi_1^{(0)}, X_2 = \xi_1^{(1)} + \xi_2^{(1)} + \dots + \xi_{X_1}^{(1)}, \dots, X_n = \xi_1^{(n-1)} + \xi_2^{(n-1)} + \dots + \xi_{X_{n-1}}^{(n-1)}$.

Könnyen látható, hogy ha valamely i -re $X_i = 0$, akkor $X_{i+1} = 0$, azaz a folyamat véget ér, vagyis a populáció kihal.

Természetes ötletként merül fel megvizsgálni, hogy mennyi az n . generáció egyedszámának várható értéke, varianciája és mennyi a kihalás valószínűsége. Jelölje μ az egy egyed által létrehozott utódok számának várható értékét, azaz

$$\mu = E(\xi) = \sum_{k=1}^{\infty} k p_k.$$

Jelölje σ^2 a ξ varianciáját, azaz $\text{Var}(\xi) = \sigma^2$. Jelölje $E(X_n)$ az n . generáció nagyságának várható értékét és $\text{Var}(X_n)$ a varianciáját. Ekkor a populáció méretének várható értéke az $(n+1)$. generációban, feltéve, hogy az n -edikben k darab egyed volt:

$$(2.7) \quad E(X_{n+1} \mid X_n = k) = E(\xi_1^{(n)} + \xi_2^{(n)} + \dots + \xi_k^{(n)}) = E(\xi_1^{(n)}) + E(\xi_2^{(n)}) + \dots + E(\xi_k^{(n)}) = k\mu.$$

Ez alapján a teljes várható érték tételéből meghatározható az $E(X_n)$:

$$(2.8) \quad E(X_n) = \sum_{k=0}^{\infty} P(X_{n-1} = k) E(X_n \mid X_{n-1} = k) = \sum_{k=0}^{\infty} P(X_{n-1} = k) k\mu =$$

$$= \mu \sum_{k=0}^{\infty} k P(X_{n-1} = k) = \mu E(X_{n-1}).$$

Ezt n -szer megismételve az alábbi kapjuk:

$$(2.9) \quad E(X_n) = \mu^n E(X_0) = \mu^n. \text{ (Az elején feltettük, hogy } E(X_0) = 1.)$$

$\text{Var}(X_{n+1})$ -re a következő számítható ki: $\text{Var}(X_{n+1}) = E(X_n)\sigma^2 + \mu^2 \text{Var}(X_n)$

Ezt felhasználva teljes indukcióval megmutatható, hogy

$$(2.10) \quad \text{Var}(X_n) = \begin{cases} n\sigma^2, & \text{ha } \mu = 1 \\ \sigma^2 \mu^{n-1} \frac{\mu^n - 1}{\mu - 1}, & \text{ha } \mu \neq 1. \end{cases}$$

(2.9)-ből levonható az a következtetés, hogy a kihalás valószínűsége direkt módon függ a μ értékétől. Ha $\mu > 1$, akkor a populáció méretének várható értéke növekedni fog, ha $\mu < 1$, akkor a várható érték tart nullához, ha n tart a végtelenbe, azaz $\lim_{n \rightarrow \infty} E(X_n) = 0$. Ha $\mu = 1$, akkor a populáció méretének várható értéke állandó.

A populáció kihalása akkor következik be, ha a populáció mérete valamelyik generációban lenullázódik. Jelölje T a kihalás véletlenszerű időpontját, azaz azt az első n -et, amelyre $X_n = 0$, azaz $T := \min_{n \geq 0} \{X_n = 0\}$. Nyilván ekkor $X_{n+i} = 0$, minden $i \geq 0$ esetén. Legyen

$$(2.11) \quad u_n = P(T \leq n | X_0 = 1) = P(X_n = 0 | X_0 = 1)$$

a kihalás valószínűsége az n -edik vagy az az előtti generációban.

Nézzük meg a folyamatot az elejéről. A 0. generációban egyetlen egyed van, $X_0 = 1$. Ez az egyed k számú utódot hoz létre. Ezen utódok azután saját utódokat produkálnak. Megfigyelhetjük, hogy ha az eredeti populáció az n -edik generációban kihal, akkor ezen k számú ág minden egyes darabja legkésőbb az $(n-1)$ -edik generációban elhal. Mivel mind a k számú részpopuláció egymástól független és ugyanazok a statisztikai tulajdonságaik, mint az eredeti populációnak, ezért annak valószínűsége, hogy ez a k darab ág mindegyike kihal az $(n-1)$ -edik generációban: u_{n-1} . Tehát a teljes populáció kihalásának valószínűsége az $(n-1)$ -edik generációban: $(u_{n-1})^k$. A teljes valószínűség tételét felhasználva kapjuk, hogy

$$(2.12) \quad u_n = \sum_{k=0}^{\infty} p_k (u_{n-1})^k := \Phi(u_{n-1}), \quad n = 1, 2, \dots$$

A (2.12) kifejezést *generátorfüggvénynek* nevezzük. A következő fejezetben tárgyaljuk a generátorfüggvények legfontosabb tulajdonságait, hogy a (2.12) egyenletet tovább tudjuk elemezni. Annak valószínűsége, hogy a kihalás már az első

generációban bekövetkezik nyilván $u_1 = p_0 = P(\xi = 0) = \Phi(u_0)$. (2.12)-ből adódnak a kihálási valószínűségek: $u_0 = 0, u_1 = \Phi(u_0), u_2 = \Phi(u_1), \dots$

Generátorfüggvények és a kihálás valószínűsége

Független valószínűségi változók összegének vizsgálatában rendkívül hasznos szerepet játszanak a generátorfüggvények, így az elágazó folyamatok tárgyalásához fontos eszköznek bizonyulnak².

Legyen ξ egész-értékű valószínűségi változó, melynek eloszlása (v.ö. (2.1))

$$P(\xi = k) = p_k, \quad k = 0, 1, 2, 3, \dots$$

A $\{p_k\}$ eloszlás generátorfüggvénye egy hatványsor, melynek együtthatóit a $\{p_0, p_1, p_2, \dots\}$ sorozat adja:

$$(3.1) \quad \Phi(s) := p_0 + sp_1 + s^2 p_2 + \dots = \sum_{k=0}^{\infty} p_k s^k = E(s^\xi), \quad 0 \leq s \leq 1.$$

Könnyű észrevenni, hogy $s \geq 0$ esetén $\Phi(s)$ monoton növekvő függvény,

$\Phi(0) = p_0$ és $\Phi(1) = \sum_{k=0}^{\infty} p_k = 1$. Differenciálva a generátorfüggvényt és a deriváltba az $s = 1$ -et helyettesítve a ξ várható értékét kapjuk, azaz

$$(3.2) \quad \Phi'(1) = p_1 + 2p_2 + 3p_3 + \dots = E(\xi).$$

$\Phi(s)$ második deriváltja $s = 1$ esetén:

$$\begin{aligned} \Phi''(1) &= 2p_2 + 3 \cdot 2p_3 + 4 \cdot 3p_4 + \dots = \sum_{k=2}^{\infty} k(k-1)p_k = E(\xi(\xi-1)) = \\ &= E(\xi^2 - \xi) = E(\xi^2) - E(\xi). \end{aligned}$$

Átrendezve:

$$E(\xi^2) = \Phi''(1) + E(\xi) = \Phi''(1) + \Phi'(1).$$

Így

$$(3.3) \quad \text{Var}(\xi) = E(\xi^2) - [E(\xi)]^2 = \Phi''(1) + \Phi'(1) - [\Phi'(1)]^2.$$

Még két fontos tulajdonságot szükséges megemlíteni. Ha $\xi_1, \xi_2, \dots, \xi_n$ független, azonos eloszlású valószínűségi változók

$$\Phi_{\xi_1}(s) = \Phi_{\xi_2}(s) = \dots = \Phi_{\xi_n}(s) := \Phi(s) = E(s^\xi)$$

² Karlin–Taylor, 1985.

generátorfüggvénnyel, akkor az összegük generátorfüggvénye a generátorfüggvényeik szorzata:

$$(3.4) \quad \begin{aligned} \Phi_{\xi_1+\xi_2+\dots+\xi_n}(s) &= E(s^{\xi_1+\xi_2+\dots+\xi_n}) = E(s^{\xi_1} \cdot s^{\xi_2} \cdot \dots \cdot s^{\xi_n}) = \\ &= E(s^{\xi_1})E(s^{\xi_2})\dots E(s^{\xi_n}) = \Phi_{\xi_1}(s)\Phi_{\xi_2}(s)\dots\Phi_{\xi_n}(s) = [\Phi(s)]^n. \end{aligned}$$

A levezetésben azt használtuk ki, hogy független valószínűségi változók szorzatának várható értéke a várható értékek szorzata.

Legyen most N nemnegatív, egész-értékű valószínűségi változó, mely független ξ_1, ξ_2, \dots -től és generátorfüggvénye $\Phi_N(s) = E(s^N)$. Legyen

$X_N = \xi_1 + \xi_2 + \dots + \xi_N$ egy véletlen tagszámú összeg és legyen $\Phi_{X_N}(s) = E(s^{X_N})$ az X_N generátorfüggvénye. Ekkor

$$(3.5) \quad \Phi_{X_N}(s) = \Phi_N(\Phi(s))$$

Ennek bizonyítása a teljes várható érték tételén alapul, melyet itt nem részletezünk.

Térjünk vissza a kihalás valószínűségéhez, amelyre kaptuk (2.12), hogy $u_n = \Phi(u_{n-1})$. Legyen

$$u := \lim_{n \rightarrow \infty} u_n = P(X_m = 0 \text{ valamely } m > 0 \text{-ra}).$$

Felhasználva, hogy Φ folytonos, adódik, hogy $u = \Phi(u)$. Ennek az egyenletnek

az $u=1$ mindig megoldása, mivel láttuk, hogy $\Phi(1) = \sum_{k=0}^{\infty} p_k \cdot 1^k = 1$. Fontos tény

az is, hogy $\Phi(u)$ konvex függvény minden $0 \leq u \leq 1$ esetén. Valóban,

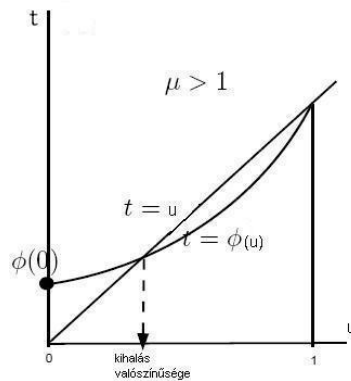
$$\Phi''(u) = \sum_{k=0}^{\infty} k(k-1)p_k u^{k-2} > 0, \text{ minden } 0 \leq u \leq 1 \text{-re.}$$

Döntő fontosságú a következő tétel³ a kihalás valószínűségének vizsgálatában.

3.1. Tétel. Ha $\mu = E(\xi) > 1$, akkor a kihalás valószínűsége az $u = \Phi(u)$ egyenlet legkisebb gyöke, melyre $0 \leq u \leq 1$. Ha $E(\xi) \leq 1$, akkor a kihalás valószínűsége 1, azaz $u=1$.

Bizonyítás. Szemléletesen, grafikusán mutatjuk be. Mivel $\Phi(0) = p_0 > 0$, ezért a $\Phi(u)$ görbe ordinátatengely metszete az origó fölött van. Ha $\mu > 1$, akkor $\Phi(u)$ görbéje a $\Phi(1) = 1$ pontból a $\Phi(0) = p_0$ pontba úgy halad, hogy közben metszi a $t=u$ egyenest (2. ábra).

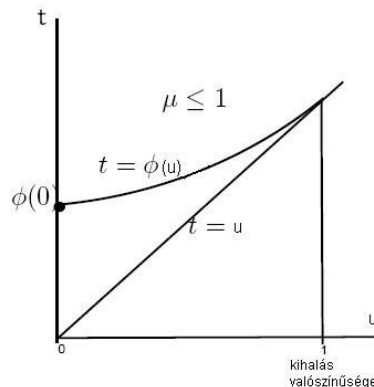
³ Móri, 2007.



2. ábra

Így az $u = \Phi(u)$ egyenletnek biztosan van megoldása 0 és 1 között. Ez a megoldás a kihalás valószínűsége, mivel ez a mennyiség a legkisebb nemnegatív megoldás. Ebben az esetben a kihalás nem biztos esemény, mivel $E(X_n)$ végtelenbe tart, amint $n \rightarrow \infty$. Ezt a folyamatot *superkritikusnak* nevezzük.

Ha $\mu < 1$, akkor a $\Phi(u)$ görbe a $\Phi(1) = 1$ pontból úgy halad a $\Phi(0) = p_0$ pontba, hogy nem metszi a $t = u$ egyenest (3. ábra).



3. ábra

Így az $u = \Phi(u)$ egyenletnek az $u = 1$ megoldáson kívül nincs más megoldása, azaz a kihalás valószínűsége egy. A kihalás tehát biztosan bekövetkezik, mivel $E(X_n) \rightarrow 0$, amint $n \rightarrow \infty$. Ezt a folyamatot *subkritikusnak* nevezzük. Ugyanez a helyzet áll elő, ha $\mu = 1$. A kihalás ebben az esetben is biztosan bekövetkezik, mivel $E(X_n) = \mu^n = 1$, minden n -re. Ezt a folyamatot *kritikusnak* nevezzük. Ezzel a tétel bizonyítását befejeztük. ◻

Még egy fontos formulát megemlítünk. (3.5) egyenletet elágazó folyamatunkra alkalmazva kapunk egy rekurzív formulát:

$$(3.7) \quad \Phi_{n+1}(u) = \Phi_n(\Phi(u)) = \Phi(\Phi_n(u)).$$

Nézzünk néhány számítási példát elágazó folyamatokra, melyekben meghatározzuk a kihalás valószínűségét.

3.1. *Példa.* Legyen $p_0 = 1/4$, $p_1 = 1/4$ és $p_2 = 1/2$. A generátorfüggvény

$$\Phi(u) = \frac{1}{4} + \frac{1}{4}u + \frac{1}{2}u^2. \text{ Ebből } \mu = \Phi'(1) = 5/4 \text{ és az } u = \Phi(u) \text{ egyenlet megoldásai } 1 \text{ és } 1/2, \text{ tehát a kihalás valószínűsége } 1/2.$$

3.2. *Példa.* Legyen $p_0 = 1/2$, $p_1 = 1/4$, $p_2 = 1/4$. A generátorfüggvény

$$\Phi(u) = \frac{1}{2} + \frac{1}{4}u + \frac{1}{4}u^2. \text{ Ebből } \mu = \Phi'(1) = 3/4 \text{ és az } u = \Phi(u) \text{ egyenlet megoldásai } 1 \text{ és } 2, \text{ tehát a kihalás valószínűsége } 1. \text{ (Ez abból is látszik, hogy } \mu < 1.)$$

3.3. *Példa.* Legyen $p_0 = 1/4$, $p_1 = 1/2$, $p_2 = 1/4$. A generátorfüggvény

$$\Phi(u) = \frac{1}{4} + \frac{1}{2}u + \frac{1}{4}u^2. \text{ Ebből } \mu = \Phi'(1) = 1 \text{ és az } u = \Phi(u) \text{ egyenletnek most csak az } u=1 \text{ a megoldása, tehát a kihalás valószínűsége } 1. \text{ (Ez abból is látszik, hogy } \mu = 1.)$$

3.4. *Példa.* Tekintsük az alábbi elágazó folyamatot. A 0. generációs λ paraméterű Poisson eloszlás szerint hoz létre utódokat, majd innentől kezdve az összes

$$\text{többi nemzedékben az utódszám generátorfüggvénye: } \Phi(u) = \frac{1}{2}u^3 + \frac{1}{50}u + \frac{24}{50}$$

Meghatározzuk a kihalás valószínűségét.

Annak valószínűsége, hogy az első generációban k ($k=0, 1, 2, \dots$) darab egyed él, a

$$\text{Poisson eloszlás szerint: } \frac{e^{-\lambda} \lambda^k}{k!}. \text{ Ezek egymástól függetlenül elindítanak egy}$$

$\Phi(u)$ generátorfüggvényű elágazó folyamatot. A teljes rendszer akkor hal ki, ha mind a k darab első nemzedékből származtatott folyamat kihal.

Elsőként kiszámítjuk, hogy valamely ilyen $\Phi(u)$ generátorfüggvényű folyamat milyen valószínűséggel hal ki. Az $u = \Phi(u)$ egyenletet átalakítva:

$$\frac{1}{2}u^3 - \frac{491}{50}u + \frac{24}{50} = 0 \text{ adódik, ennek keressük a legkisebb nemnegatív gyökét.}$$

Mivel $\Phi(1) = 1$, így a bal oldalon lévő polinomból kiemelhetünk $(u-1)$ -et:

$$(u-1)\left(\frac{1}{2}u^2 + \frac{1}{2}u - \frac{24}{50}\right) = 0.$$

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

Ebből pedig $u_1 = -\frac{8}{5}, u_2 = \frac{3}{5}, u_3 = 1$ adódik. Tehát u_2 lesz a kihalás valószínűsége, jelöljük ezt a számot mostantól q -val. Legyen továbbá Q az az esemény, hogy a teljes, nulladik generációból származtatott folyamat kihal, és jelölje ennek valószínűségét q_0 .

Ha az első nemzedéknek k számú egyede van, akkor az általuk indított k darab elágazó folyamat függetlensége miatt a teljes kihalás valószínűsége q^k lesz. A teljes valószínűség tétele alapján:

$$q_0 = \sum_{k=0}^{\infty} P(Q | X_1 = k) P(X_1 = k) = \sum_{k=0}^{\infty} \frac{e^{-\lambda} \lambda^k}{k!} q^k = e^{-\lambda} \sum_{k=0}^{\infty} \frac{(\lambda q)^k}{k!} = e^{-\lambda} e^{\lambda q} = e^{-\frac{2}{5}\lambda}$$

lesz a kihalás valószínűsége.

3.5. Példa. Legyen a szaporodási eloszlás: $p_0 = 0,3, p_1 = 0,5, p_2 = 0,2$, és tegyük fel, hogy $X_0 = 1$. Mi a valószínűsége annak, hogy a populáció a második generációban kihal ($X_2 = 0$), feltéve, hogy az elsőben nem hal ki ($X_1 > 0$)?

A kérdéses feltételes valószínűség az alábbi módon írható fel:

$$P(X_2 = 0 | X_1 > 0) = \frac{P(\{X_2 = 0\} \cap \{X_1 > 0\})}{P(X_1 > 0)} = \frac{P(X_2 = 0) - P(X_1 = 0)}{1 - P(X_1 = 0)}.$$

Itt a $P(X_2 = 0)$ valószínűséget kell meghatározni. Az első generáció eloszlása $\Phi(u)$ együtthatóiból, a másodiké pedig (3.7) alapján $\Phi(\Phi(u))$ együtthatóiból adódik. Tehát $\Phi(u) = 0,3 + 0,5u + 0,2u^2$ és

$$\begin{aligned} \Phi(\Phi(u)) &= 0,3 + 0,5(0,3 + 0,5u + 0,2u^2) + 0,2(0,3 + 0,5u + 0,2u^2)^2 = \\ &= 0,008u^4 + 0,04u^3 + 0,174u^2 + 0,31u + 0,468. \end{aligned}$$

Az egyedek számának eloszlását az alábbi táblázat mutatja:

Egyedek száma	0	1	2	3	4
0. generáció	0	1	0	0	0
1. generáció	0,3	0,5	0,2	0	0
2. generáció	0,468	0,31	0,174	0,04	0,008

Most már írhatjuk, hogy

$$P(X_2 = 0 | X_1 > 0) = \frac{0,468 - 0,3}{1 - 0,3} = 0,24. \text{ Tehát } 0,24 \text{ a valószínűsége, hogy a}$$

populáció a második generációban kihal, feltéve, hogy az elsőben nem hal ki.

Elágazó folyamatok alkalmazásai

- Gyakran találkozunk az interneten „Küldd tovább!” típusú levelekkel. Feltehetjük, hogy egy személy p_k ($k=0, 1, 2, \dots$) valószínűséggel k számú embernek küld tovább egy üzenetet. Ha elküldünk egy levelet egy ismeretlen címre, elágazó folyamatot generálunk. A címzett lesz a nulladik generációs ős, az ismerősei akiknek tovább küldi az első nemzedék, és így tovább. Itt a folyamat kihalása annak felel meg, hogy valamely generációban egyik személy sem küldi tovább a levelet.

- Egy szervezet valamely génje mutáns génné alakulhat bizonyos külső hatásokra. Tegyük fel, hogy ez bekövetkezik, az így létrejött mutáns gén lesz a nulladik generációs ős. Innentől kezdve a következő generáció k darab egyedben p_k ($k=0, 1, 2, \dots$) valószínűséggel újra megjelenik a mutáns gén. Az elágazó folyamatok segítségével megbecsülhetjük a mutáns gén kihalásának vagy elterjedésének valószínűségét.

- Ha neutron részecskék egy atommaggal ütköznek, széthasítják azt. A hasadás eredményeként m számú neutron keletkezik. Ebben a folyamatban az utódok lehetséges száma 0 vagy m , előbbi p_0 , míg utóbbi $p_m = 1 - p_0$ valószínűséggel következik be. Ezt a problémát az atombomba működése kapcsán vizsgálták. Ha beindul a maghasadás (azaz a részecskék száma korlátlanul növekszik), akkor bekövetkezik a robbanás.

- Gyenge elektronáram felerősítésére elektronsokszorozó műszert használnak. Az elektronok útjába kis lapocskákat helyeznek el. Mikor ilyenek ütköznek egy elektron részecske, véletlen számú új elektront szakít le. A probléma jól modellezhető elágazó folyamattal. Mivel a fémlapok száma véges, itt nincs értelme azt vizsgálni, hogy mi történik $n \rightarrow \infty$ esetén, de fontos kérdés, hogy mennyi az utolsó fémlapról távozó elektronok száma, azaz mennyire sikerült felerősíteni az áramot.

- Ósi családnevek fennmaradásának valószínűségét is vizsgálhatjuk elágazó folyamattal.⁴ Ehhez elég a fiú utódokat tekintenünk, hiszen a vezetéknev csak általuk öröklődik. Tegyük fel, hogy az egyedek szaporulata független és azonos eloszlású: p_k ($k=0, 1, 2, \dots$) valószínűséggel születik k számú fiú gyermeke valakinek. Ezzel azért leegyszerűsítjük a feladatot, hiszen társadalmi hatások is befolyásolhatják a természetes szaporulatot, ezáltal p_k generációként változhat. A függetlenség sem mindig teljesül, de kis finomítással az elágazó folyamat jó modellje a problémának. A családnév kihalása akkor következik be, ha valamely generációban minden egyednek 0 fiú utóda születik. A. J. Lotka 1931-ben az

⁴ Székely, 2004

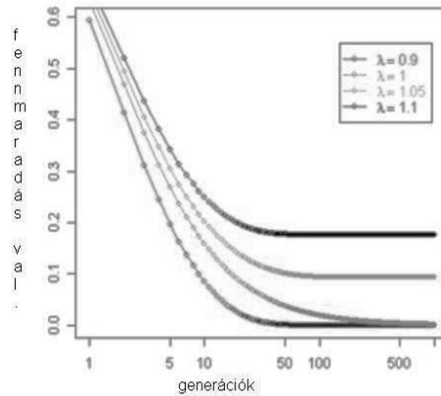
DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

USA-ra vonatkozóan kiszámította, hogy a férfiak kihalásának valószínűsége 0,819.

Magyarországon is jól megfigyelhető, hogy a régi szép családnevek közül egyre több egyre ritkábban fordul elő, ugyanakkor egyre több ember vezetékneve: Kis, Nagy és Kovács. Jelenleg minden tízedik magyar állampolgár Nagy, Kovács, Szabó, Tóth vagy Horváth.

Kínában ma kb. 3100 családnév fordul elő, de pár száz éve ez még 12000 volt. A népesség 22%-a három családnéven osztozik (ez 300 millió ember) és a 200 leggyakoribb név lefedi a népesség 96%-át. Vietnámban kb. 100 családnevet ismernek és a népesség 60%-a három családnéven osztozik. Egyedül a Nguyen nevet a népesség 40%-a használja és a maradék 90%-a 15 nevet visel. Koreában a népesség 43%-a osztozik három családnéven, Kim 21%, Ri 14% és Park 8%.

A családnevek kihalását mutatja a 4. ábra, Poisson eloszlást feltételezve:



4. ábra

$\lambda \leq 1$ esetén a kihalás 1 valószínűségű, de a fennmaradásnak még úgy is kicsi a valószínűsége, ha $\lambda > 1$.

Felhasznált irodalom

William Feller: *An introduction to probability theory and its applications*. Vol.2., Wiley, New York, 1971³.

Theodore Edward Harris: *The theory of branching process*. Springer, Berlin-Göttingen-Heidelberg, 1963.

Samuel Karlin–Howard Taylor: *Sztochasztikus folyamatok*. Gondolat Kiadó, Bp., 1985.

Móri Tamás: *Generátorfüggvények*. <http://www.cs.elte.hu/~mori-/genfv.pdf>

Székely J. Gábor: *Paradoxonok a véletlen matematikájában*. Typotex, Bp., 2004.

Henry William Watson–Francis Galton: *On the probability of the extinction of families*. J. Anthropol. Ins. Great Britain and Ireland, 4. 138-144. 1874.

Kézirat leadva: 2011. december

Mátrai Ildikó

A BAJA-BEZDÁNI-CSATORNA MAGYARORSZÁGI SZAKASZÁNAK ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTFELMÉRÉSE A REKONSTRUKCIÓS TERVEZÉS SZOLGÁLATÁBAN

Absztrakt

Az Európai Unió Víz Keretirányelvének célkitűzéseivel összhangban, Magyarország és Szerbia vízügyi szervei közös projektet indítottak az országhatárt átmetsző Baja-Bezdáni-csatorna állapotának javítására. A rekonstrukciós tervezés során ökológiai szempontok figyelembe vételét tervezték, ezért ökológiai állapotfelmérés tekintette át a csatorna magyarországi szakaszának eddigi hatósági vizsgálatából származó eredményeit, melyeket helyszíni bejárással és biológiai vizsgálatokkal volt szükséges kiegészíteni. Ilyen részletességű felmérés a csatornáról eddig nem készült. Az állapotértékelés mellett az eredmények figyelembe vételével ökológiai szempontú javaslatok kerültek megfogalmazásra, melyek a csatorna fenntartható fejlődését szolgálják, de segítenek megőrizni annak élővilágát is.

Rövidítések

ADUVIZIG:	Alsó-Duna-völgyi Vízügyi Igazgatóság
ATIKÖFE:	Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi Felügyelőség
ChlaI:	klorofill fitoplankton index
F:	növényfedettség makrofita index
FTCS:	Ferenc-tápcsatorna
HRPI:	egyesített folyóvízi fitoplankton index
IMMI:	integrált makrofita minőségi index
IPS:	integrált szennyezettségi perifiton index
IPSITI:	kombinált perifiton index
KOIk:	kromátos kémiai oxigénigény
mBf.:	méter Balti-tenger felett
OVGT:	Országos Vízyűjtő-gazdálkodási Terv
QI:	taxonómiai összetételt jellemző fitoplankton index
SID:	szaprobítási perifiton index
T:	természetességi makrofita index
TID:	trofitási perifiton index
VKI:	Víz Keretirányelv
W:	nedvességigényt jellemző makrofita index
Z:	zonációs makrofita index

BEVEZETÉS

A napjainkra megnövekedett igények túl sok olyan funkciót várnak el a felszíni vizektől (pl. fölös belvizek elvezetése, vízviSSzatartás aszályos állapotok között, vízpótlás, öntözés, tisztított szennyvizek befogadása, rekreációs tevékenységek), melyek sokszor szemben állnak a víz saját élő rendszerével és arra káros hatással vannak. Az Európai Unió víz politikája, a Víz Keretirányelv¹ (továbbiakban VKI) azonban megköveteli, hogy nem csak a természetes víztestek esetében kell biztosítani a jó ökológiai állapotot, hanem az ember által jobban befolyásolt erősen módosított és mesterséges víztesteknél is el kell érni azok jó ökológiai potenciálját. Ez a kihívás a Magyarországról Szerbiába átfolyó Baja-Bezdáni-csatorna esetében is fennáll, hiszen az emberi hatásra gyorsan öregedő víztest funkcióját beavatkozás nélkül már nem tudja ellátni, ugyanakkor páratlan szépségű természetes szakaszait legalább a jelenlegi állapotában meg kellene tartani.

A Baja-Bezdáni-csatornát Magyarország és Szerbia közösen üzemelteti az 1955-ben megkötött Magyar–Jugoszláv Vízgazdálkodási Egyezmény alapján készített és 1987-ben életbe lépett üzemeltetési szabályzat szerint. A magyarországi szakaszon (Ferenc-tápcsatorna) a csatorna-fenntartási feladatokat, a Deák Ferenc zsilip és a szivattyútelepek működtetését az Alsó-Duna-völgyi Vízügyi Igazgatóság (továbbiakban ADUVIZIG) látja el.²

A magyar csatornaszakasz utolsó átfogó kotrására 1980-1984 között került sor. A nyolcvanas évektől kezdődően fokozott gondot jelent a Ferenc-tápcsatorna fenntartása és üzemeltetése. A Deák Ferenc zsilipet a tartósan alacsony dunai vízállások miatt gyakran zárva kel tartani, mely időszakban a tápcsatorna gyakorlatilag állóvízként működik. A vegetációs időszakban a magas tápanyagtartalmú vízben a vízi növényzet jelentősen elburjánzik, mely miatt lecsökken a meder vízszállítása és romlik a tápcsatorna melletti vízhasznosítási létesítmények (pl. halastavak, öntözőtelepek) megfelelő vízpótlása³

A Ferenc-tápcsatorna a VKI tipológiája szerint síkvidéki nagyméretű kettős működésű mesterséges csatornaként (26-os vízfolyástípus) került besorolásra a természetes medreket összekötő és így a vízfolyást létrehozó mesterséges mederszakaszok, a vízjárást biztosító és fenntartó vízbetáplálás, valamint funkciója miatt. Mesterséges víztestként ökológiai potenciáljának megítéléséhez a hozzá legjobban hasonlító természetes 19-es vízfolyástípus (meszes jellegű, síkvidéki közepes folyó, közepes-finom mederanyaggal) jelenti a célállapotot. Hidromorfológiai és vízminőségi okok miatt a tápcsatorna állapota nem elégíti ki a jó ökológiai potenciál követelményeit. Magyarország Országos Vízügyi-gazdálkodási Tervében⁴ (továbbiakban OVGT) található, a Ferenc-tápcsatornára vonatkozóan 2027-re elérendő jó ökológiai potenciál érdekében tervezett intézkedések⁵ között szerepel többek között a vízfolyás medrének fenntartása, a kapcsolódó vizes élő-

¹ 2000/60/EC.

² Schomlocker, 2009.

³ FB VGT, 2010.

⁴ OVGT, 2010.

⁵ Lásd OVGT, 2010 8.3. melléklete.

helyek vízellátása, vízfolyás melletti puffersáv kialakítása és fenntartása, a rész-vízgyűjtőn található települések szennyvíztisztításának megoldása.⁶

A Magyarország-Szerbia IPA határon átnyúló együttműködési program keretében 2010 szeptemberében indult „A Baja-Bezdáni-csatorna rekonstrukciós tervezése” című projekt, mely a fentebb vázolt problémák megoldására alkalmas projektelemeket tartalmaz⁷. A projekt keretében a magyar szakaszon végzett előmunkálatok (geodéziai mederfelmérés, ökológiai állapotfelmérés, társadalmi egyeztető eljárások) eredményei alapján elkészültek a rekonstrukciós tervek a mederben több évtized alatt lerakódott iszap és az elburjánzott biomassza eltávolítására.⁸ Mivel a tervezett beavatkozásokkal nem egy teljesen eltűnt természeti rendszer újbóli kialakítása, hanem egy leromlott állapotú de az eredeti természeti rendszer alaplemeit és vázát még őrző élőhely helyreállítása a cél, ökológiai megközelítéssel helyesebb azt rehabilitációnak nevezni⁹. Jelen tanulmányban az előmunkálatok keretében végzett ökológiai állapotfelmérés¹⁰ módszertana és eredményei kerülnek bemutatásra.

Az ökológiai állapotfelmérés során a feladat a Ferenc-tápcsatorna VKI monitoringjából hiányzó algológiai és makrofita vizsgálatok elvégzése, a vízminőségben esetlegesen kimutatható időbeli és hossz-szelvény menti tendenciák elemzése, valamint kiválasztott jellemző mintaterületek vizsgálatával a különböző hidrológiai viszonyok között kialakult ökológiai állapotok értékelése volt. Az ökológiai állapotfelmérés célja az ökológiailag elfogadható beavatkozásokra vonatkozó javaslattétel volt.

TÖRTÉNETI ÁTTEKINTÉS

A Baja–Bezdáni-csatorna

A Magyarországról szóló 17–18. századi útleírások és térképek a Duna-Tisza-közének alsó részét mocsaras-lápos, járhatatlan, alig lakott térségként mutatják be. A népesség növekedése miatt szükségessé vált a hasznosítatlan alföldi területek termővé tétele és benépesítése, valamint a közlekedés és a szállítás fejlesztése. Ennek akkori eszköze a folyók szabályozása, csatornák építése, valamint a mocsarak lecsapolása volt.¹¹

I. Ferenc 1792-ben hagyta jóvá a Duna-Tisza csatorna (mai nevén Ferenc-csatorna) építését (1. ábra), mely első dunai torkolata Monostorszegnél, első tiszai torkolata Bács-Földvárnál volt. A belvízelvezető, öntöző és hajózó csatorna nyugati fele ásott, a keleti fele természetes vízfolyás átalakításával készült. A 118 km hosszú csatorna és műtárgyai 1801-ben készültek el, üzembe helyezésére 1802-ben került sor. Mivel Monostorszegnél a Duna szabályozási munkái miatt a csatorna feliszapolódott, a kiágazást 1855-ben áthelyezték Bezdánba. Itt egy új torkolati zsilip épült (Ferenc József-zsilip). A csatornarendszer folyamatos vízell-

⁶ FB VGT, 2010.

⁷ Csóka, 2011.

⁸ Csóka, 2012.

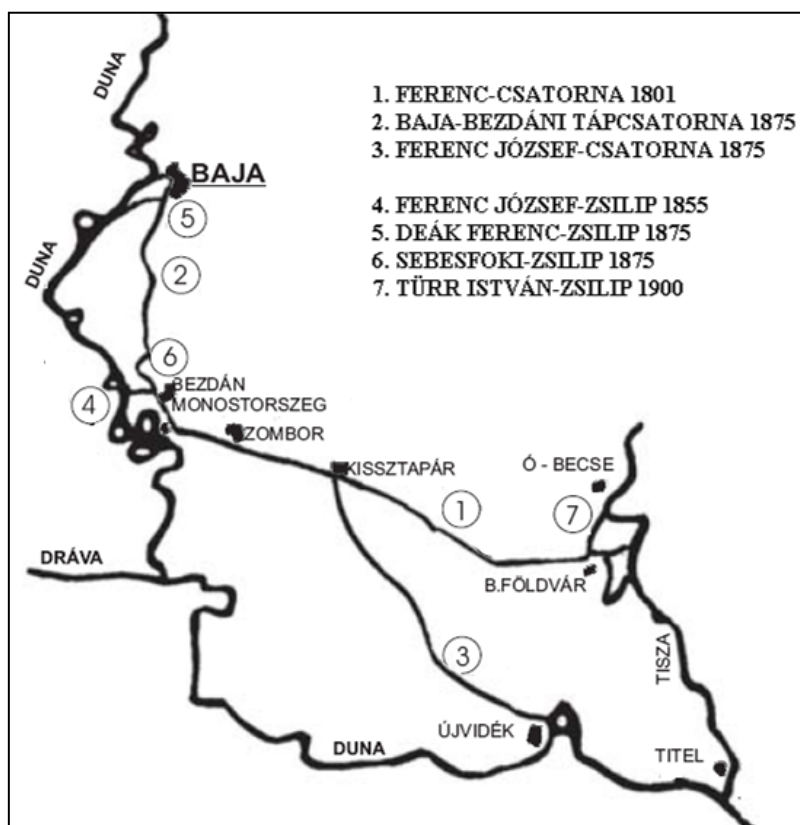
⁹ Mátrai, 2012.

¹⁰ Mátrai, 2011.

¹¹ Faludi, 2004.

látását a Duna egy magasabb pontjáról kiinduló tápcsatorna (Baja–Bezdáni-csatorna) megépítésével kívánták megoldani.¹²

A hajózási vízszint biztosítása érdekében a Baja–Bezdáni-csatorna két végére hajószilipes vízszintszabályozó műtárgyak épültek. Északi végében helyezkedik el Magyarország egyik legjelentősebb történelmi vízi építménye, az Európában egyedülálló téglafalazatú Deák Ferenc zsilip. A csatorna építése során Bajától Bátmonostorig új nyomvonalat kellett ásni, attól délebbre viszont az egykori dunai mellékág (Baracskai-Duna) részbeni kotrásával és kanyarulatainak átvágásával természetes medreket is felhasználtak (2. ábra). Az elkészült csatorna partjai mentén lévő töltések megakadályozták a Mohácsi-szigetre jutó vizek természetes lefolyását, ezért a belvizek áttemelésére szivattyútelepeket építettek (karapancsai 1904, hercegszántói 1926). Az 1875-ben megnyitott Baja-Bezdáni-csatorna jelentőségét az Első Világháború utáni területi megosztottság csökkentette, rajta a belvízi hajózás gyakorlatilag megszűnt.¹³



1. ábra. A Ferenc-csatorna történelmi helyszínrajza¹⁴

¹² Faludi, 2004; Faludi–Nebojszki, 2008; Nebojszki, 2012.

¹³ Faludi, 2004; Faludi–Nebojszki, 2008; Csóka, 2011; Nebojszki, 2012.

¹⁴ Faludi 2004 alapján átszerkesztve.

Napjainkban a Magyarország déli és Szerbia északi részét összekötő 45 km hosszú Baja–Bezdáni-csatorna magyar területre eső 33 km-es szakaszát nevezzük Ferenc-tápcsatornának. A tápcsatorna 11 települést érintő vízgyűjtőterületének kiterjedése 574 km², melyen a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során 3 vízfyolvas víztest került kijelölésre. A Ferenc-tápcsatornához (mint víztesthez) tartozó közvetlen vízgyűjtő 130 km², az érintett települések száma 7. Gravitációsan a vizek a Mohácsi-sziget északi részéről a Fás-Dunán és a Nagybaracscai-Holt-Dunán keresztül (Nagybaracska felett), a Bácskai-lösztabláról az Igalfőcsatornán (Hercegszántónál) jutnak a Ferenc-tápcsatornába. Az igali szivattyúzott öblözet belvizei a Klágya-Dunába kerülnek, majd onnan a hercegszántói szivattyútelep emeli át a tápcsatornába. A Mohácsi-sziget déli (országhatár feletti) szivattyúzott öblözetéből a Karapancsai-főcsatorna a Kadia-Dunán keresztül a karapancsai szivattyútelepnél (Hercegszántónál) szállítja a belvizeket a Ferenc-tápcsatornába. A tápcsatorna vízgyűjtőjén található mesterséges állóvíztest (Nagybaracscai halastavak), védett állóvíztest (Kadia-Holt-Duna, Nagybaracscai-Holt-Duna), valamint kisebb területű, víztestként nem meghatározott védett (Klágya-Holt-Duna, Fás-Duna) és nem védett holtmeder (Füzesi-Holt-Duna), illetve időszakos szikes tó (garai Sóstó) is. A Ferenc-tápcsatorna vízminőségéről közölt adatok az 1970-es évektől állnak rendelkezésre¹⁵, mely főként kémiai paramétereket és algológiai eredményeket jelent.

A Víz Keretirányelv

Az Európai Unió Víz Keretirányelvének magyarországi bevezetése (2004) és az első országos vízgyűjtő-gazdálkodási terv elfogadása (2010) előtt hazánkban a felszíni vizek minősítésére elsősorban fizikai-kémiai paramétereket alkalmaztak. A biológiai módszerek közül csak a szaprobitási indexet és néhány mikrobiológiai jellemzőt¹⁶, valamint a folyóvizekre a Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer¹⁷ használták. Hidromorfológiai tulajdonságokat nem vizsgáltak. A vízminősítési szabvány¹⁸ a felszíni vizek jellegét az értékelésnél nem vette figyelembe, az ország vizeit az egységesen alkalmazott 5 osztályos minősítés szerint jellemezte.

A VKI szerint a felszíni vizek állapotát az ökológiai és a kémiai állapot határozza meg. Fontos alapelve, hogy a felszíni vizek ökológiai állapotát a zavartalan feltételekhez, vagyis az adott víztest típusra megállapított referencia értékekhez kell viszonyítani. Az erősen módosított és a mesterséges víztesteknél az ökológiai potenciál kifejezést használja, mely azt a potenciálisan elérhető legjobb állapotot jelenti, amely egy hasonló természetes víztest referencia állapotából vezethető le. Az ötös osztályozású (kiváló, jó, mérsékelt, gyenge, rossz) ökológiai állapotot a víz fizikai-kémiai, hidromorfológiai és biológiai elemeinek állapota határozza meg, a

¹⁵ Schmindt, 1977; Schmindt–Uherkovich, 1976; Schmindt–Fehér 1996; Schmindt–Fehér–Padisák, 2003.

¹⁶ lásd MSZ 12749 2. melléklete.

¹⁷ CSÁNYI, 1997.

¹⁸ MSZ 12749.

kétszázalékos (jó, rossz) kémiai állapotot a szennyezőanyagok koncentrációinak az európai környezetminőségi határértékekhez (EQS)¹⁹ való viszonya adja meg.

A biológiai állapot (figyelembe vett elemek: fitoplankton, fitobeton, makrofíton, makrozoobenton, halak) minősítése a környezetminőségi arányokon (EQR) alapul, melyek azt fejezik ki, hogy az adott víztest esetén megfigyelt biológiai paraméterek értékei és az ugyanerre a víztestre megállapított referencia állapot értékei²⁰ között milyen eltérések vannak. A fizikai-kémiai állapot (komponens csoportok: oxigénháztartás, növényi tápanyagok, sótartalom, savasodás) minősítése a víztest típusonként megállapított határértékekhez²¹ való viszonyítással történik.

Az Európai Unió előírások bevezetésével tehát biológiai és morfológiai elemekkel bővült a felszíni vizek megfigyelésének rendszere²², valamint egy új típus-specifikus minősítés került kidolgozásra, mely már figyelembe veszi az egyes vizek eltérő jellegét és jellemzőit. A 2007-től kezdődő VKI minőségi monitoring és az 1954-től üzemelő Országos Felszíni Víztisztaság-ellenőrző Hálózat összegyűjtött adatai együttesen általában lehetővé teszik, hogy a víztestek jelentős részének állapotáról legyen valamilyen szintű információ, de a biológiai elemek egy része és a veszélyes anyagok esetében (módszertani okokra is visszavezethetően) adathiányok vannak²³. A biológiai minőségi elemekre kidolgozott vizsgálati és értékelési módszerek bonyolultsága és speciális eszközigénye a nem hatósági körben történő alkalmazást akadályozza²⁴. A vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során nyert tapasztalatok és a felmerült problémák a VKI szerinti állapotértékelés módszertanának további kiegészítését és fejlesztését teszik szükségessé²⁵.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Az ökológiai felmérés során alkalmazott vizsgálati és értékelési módszerek az alábbiak voltak.

*Hidrológiai (vízállás, vízhozam) adatok*²⁶ értékelése, különös tekintettel az ökológiai viszonyok szempontjából fontos vízbetáplálás nélküli időszakok hosszára és gyakoriságára vonatkozóan.

*Vízhasználati és területhasználati adatok*²⁷ értékelése a víztest vízgyűjtőjén előforduló pontszerű és diffúz szennyező források azonosítása érdekében.

Monitoring vizsgálatok adatainak értékelése. A fizikai-kémiai paraméterekre rendelkezésre álló 30 éves hatósági adatsorok²⁸ elemzése során vizsgáltuk a hercegszántói törzshálózati mintavételi helyen mért éves átlagok és szélsőértékek trendjét, valamint az évszakos változásokat a 10 éves időszakok adott hónapban mért értékeinek átlaga alapján, és azokat a 19-es vízfolyás típusra meghatá-

¹⁹ Lásd 10/2010 VM 1. melléklete.

²⁰ Lásd OVGT, 2010 5.1. háttéranyaga.

²¹ Lásd 10/2010 VM 2. melléklete és OVGT, 2010 5.2. háttéranyaga.

²² 31/2004 KvVM.

²³ OVGT, 2010.

²⁴ Mátrai, 2012.

²⁵ OVGT, 2010.

²⁶ Szolgáltatta: ADUVIZIG.

²⁷ Szolgáltatta: ADUVIZIG.

²⁸ Szolgáltatta: ATIKÖFE.

rozott határértékekhez²⁹ viszonyítottuk. A hercegszántói törzshálózati mintavételi ponton végzett hatósági biológiai monitoringból származó adatok³⁰ értékelését az OVGT háttéranyagában³¹ található értékelési módszerek szerint a 19-es vízfolyástípusra megállapított referenciaértékek alapján végeztük.

Expedíciószerű hossz-szelvény vizsgálatok végzése és eredményeinek értékelése. A tápcsatorna mentén kijelölt 6 mintaterületen, annak 6 mintavételi pontján (3. ábra) 2008 és 2011 között négy alkalommal történt hatósági expedíciószerű vízkémiai és vízbiológiai vizsgálat³². 2011 szeptemberében ugyanezen mintaterületeken, összesen 17 mintavételi pontban végeztünk makrovegetációs, perifiton és helyszíni fizikai-kémiai vizsgálatokat³³. A makrovegetáció felmérését a VKI terepi monitoringra vonatkozó szakmai ajánlás³⁴, a minősítést az OVGT háttéranyaga³⁵ alapján számolt Integrált Makrofita Minőségi Index (IMMI) szerinti végeztük. A növénytársulások elnevezésénél Borhidi³⁶ munkáját vettük alapul. A perifiton vizsgálata és a taxonómikus perifiton indexek (IPSITI, SID, TID, IPS) szerinti minősítés az OVGT háttéranyaga³⁷ alapján történt. A vizsgálatok eredményeit elemeztük a víztest különböző szakaszainak állapotára való következtetések, a kémiai és biológiai paraméterek közötti összefüggések, valamint az esetleges szennyező források felismerésének céljából.

EREDMÉNYEK

A Ferenc-tápcsatorna mérete, jelentősége és nemzetközi jellege miatt már hosszabb ideje vizsgált vízfolyás. A Deák Ferenc zsilipnél, a Hercegszántói és a Karapancsai szivattyútelepnél (3. ábra) 1974 óta történik rendszeres vízrajzi észlelés, valamint 1981-től rendszeres vízhozam-mérés. 1975 óta végeznek rajta időszakos, vagy rendszeres kémiai és biológiai vizsgálatokat. A hercegszántói hídnál lévő mintavételi hely nemzetközi vizsgálatokra is kijelölt országos vízminőségi törzshálózati pont. A VKI feltáró monitoringjának idején (2003–2007) a bátmonostori hídnál is végeztek évi néhány alkalommal kémiai és biológiai vizsgálatokat. Az OVGT állapotértékelése szerint a csatorna nem éri el a jó potenciált, ami fitoplanktonjának állapotára és a hidromorfológiai viszonyokra vezethető vissza. Az értékelés során azonban adathiánnyal kellett számolni a makrofita és makrozoobenton elemeknél, valamint a veszélyes és elsőbbségi anyagok esetében sem állt rendelkezésre elegendő adat. A bátmonostori vizsgálatok kevés száma miatt a két monitoring pont közötti különbségekre vonatkozóan messze menő következtetést levonni nem szerencsés, a csatorna mentén a vízminőségben esetlegesen jelentkező eltérések azonosítására a hossz-szelvény menti vizsgálatok elemzése adhat információt.

²⁹ Lásd 10/2010 VM rendelet 1-2. melléklete és OVGT, 2010 5.2. háttéranyaga.

³⁰ Szolgáltatta: ATIKÖFE.

³¹ OVGT, 2010 5.1. háttéranyag.

³² Adatokat szolgáltatta: ADUVIZIG.

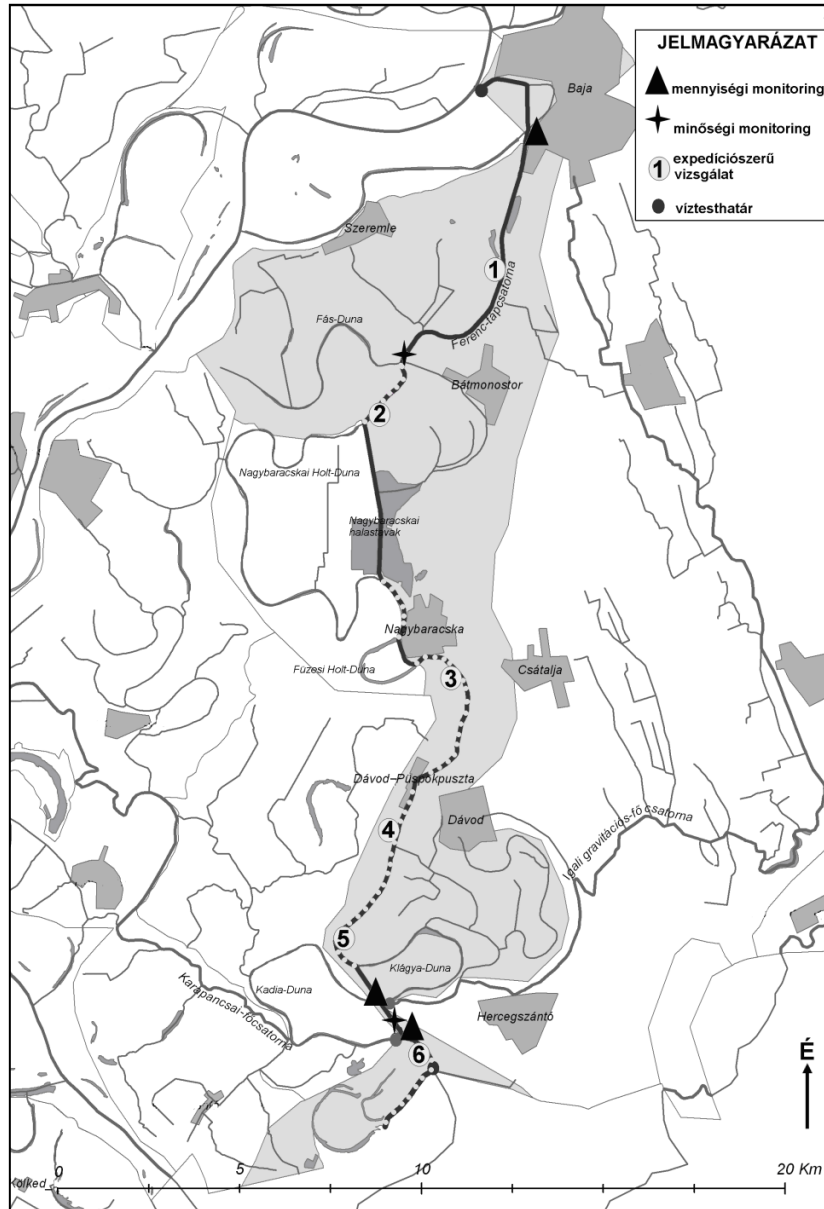
³³ Mátrai, 2011; Mátrai 2012b; Fehér, 2012.

³⁴ Lukács–Baranyai–Szilágyi, 2010.

³⁵ OVGT, 2010 5.1. háttéranyag.

³⁶ Borhidi, 2003.

³⁷ OVGT, 2010 5.1. háttéranyag.



2. ábra. A Ferenc-tápcsatorna víztest határai, követsen vízgyűjtője és vizsgálati pontjai (szaggatott vonallal a természetes szakaszok vannak jelölve)

Vízforgalom

A Baja-Bezdáni-csatorna közös üzemeltetési szabályzata alapján a határszelvényben az átadott vízhozamnak $3 \text{ m}^3/\text{s}$ és $6 \text{ m}^3/\text{s}$ -ot között kell lennie. Ugyanakkor a Deák Ferenc-zsilipnél a vízbetáplálás lehetősége alapvetően a Duna vízjárásától függ, csak akkor lehetséges, ha a Duna vízállása meghaladja a Ferenc-tápcsatorna vízszintjét. Erre jelenleg átlagosan az év napjainak csak mintegy felében van lehetőség. Ha a vízbetáplálás nem éri el a kívánt mértéket, akkor a szerb fél a Sebesfoki-zsilip lezárásával tartja vissza a vizet. Amennyiben a Ferenc-tápcsatornában a vízállás $83,59 \text{ mBf.}$ szintre csökken, mindkét fél területén beszüntetik a vízkivételeket. $6 \text{ m}^3/\text{s}$ -ot meghaladó vízhozam átvezetése (jellemzően belvizes időszakban) csak a két fél közötti egyeztetett vízkormányzással engedélyezett.

A csatorna számottevő vízhozammal csak betápláláskor és esetlegesen a belvizes időszakokban rendelkezik. A tartóssági vizsgálatok alapján elmondható, hogy a $83,59 \text{ mBf.}$ bajai vízállást tekintve küszöbnek, átlagosan az éveknek mintegy 55% -ában vízpótlás nem lehetséges.

Az ökológiai viszonyok megítélésére szempontjából fontosak a vízbetáplálási időszakok közötti szünetek, amikor a víztest gyakorlatilag állóvízként működik. Ezen időszakok elsősorban a nyár végén, ősszel és télen fordulnak elő. Kisebbségi valószínűségük április-június időszakban, ami a Duna szokásos áradásával esik egybe. Vízminőségi és ökológiai szempontból a 30 napnál hosszabb időszakokat kell figyelembe venni. A vizsgált 30 év alatt ilyen időszak 56 esetben fordult elő, 5 esetben a 100 napot is meghaladta, és 2 olyan időszak volt, amikor a 200 napot is meghaladta a betáplálás nélküli állapot.

Környezeti adottságok és területhasználat

A Ferenc-tápcsatorna közvetlen vízgyűjtőjén és a hozzá kapcsolódó vízfolyások vízgyűjtőjén is elsősorban a mezőgazdasági termelés dominál, ipari szennyezésekkel nem kell számolni. Mezőgazdasági eredetű, pontszerű szennyező forrásoknak tekinthetőek a nagyüzemi állattartó telepek. Intenzív haltenyésztés a mesterséges Nagybaracscai halastavakon történik, melyek leeresztésükkor potenciális vízszennyező forrásként jöhetnek szóba.

A falvak egyike sem csatornázott, a zárt gyűjtőtartályokból jelenleg tetőn történik a szennyvíznek a bajai tisztító-telepre történő szállítása. Az Országos Szennyvízprogram keretében egy település tisztított szennyvíze fog a csatornába kerülni. Erre a tisztítóra a csatorna védelme céljából szigorú előírások lettek megállapítva, a megfelelés érdekében természetközeli utótisztító is megvalósításra kerül. Három település szennyvizét megfelelő tisztítás után elszikkasztják majd a tervezet szerint.

A diffúz szennyezések a különböző területhasználatokból eredhetnek, melyek közül elsősorban a mezőgazdasági területek nitrogén és foszfor, valamint a lakott területek esetlegesen szennyezett csapadékvize a legjelentősebb.

Általános kémiai paraméterek (sóháztartás, szerves anyagok, oxigénháztartás, tápanyagok)

A Ferenc-tápcsatorna vize kalciumos-hidrokarbonátos és kalciumos–magnéziumos–hidrokarbonátos kategóriába tartozó közepes édesvíz. Vezetőképessége átlagos, szélsőértékei az elmúlt 30 évben 250-900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ között változtak. Az adott éven belüli emelkedés a tavaszi időszakban a beszivárgó vagy beszivattyúzott talajvizeknek, az őszi időszakban a hosszabb állás során bekövetkező párolgás okozta *betöményedés*nek köszönhető. A hosszú távú változás a vezetőképesség lassú emelkedését mutatja.

A Ferenc-tápcsatorna KOI_k -ban kifejezett szervesanyag-tartalma az éves átlagok szerint az adott víztípus jó állapotára vonatkozó határértéket nem haladja meg, és a vizsgált 30 év során kiegyenlítetten 20 mg/l érték közelében mozgott. Ugyanakkor a maximális értékek a határértéket rendszeresen meghaladják. A nyári-kora őszi időszakban nagyobb változékonyságot mutat, az őszi időszakban értékei alacsonyabbak. A szerves anyag tartalom a betáplált vagy bevezetett vizek által szállított anyagokból és a csatorna saját szerves anyag termeléséből tevődik össze. Az éven belüli változás a szerves anyag termelődése és lebontása mellett a mindenkori hidrológiai viszonyoktól is függ.

Az oldott oxigéntartalom 30 éves változása azt mutatja, hogy az éves átlagok rendszeresen a típusra jellemző határérték közelében alakulnak. Az átlagértékek trendje lassú csökkenést mutat, ami a problémás helyzetek gyakoribbá válásának veszélyére hívja fel a figyelmet. A 2010-ben mért minimális érték mindössze 1,1 mg/l volt, ami a csatorna élővilágára káros hatással lehet. Az oxigéntartalom alacsony értékek kialakulásában az oxigént fogyasztó szervezetek mellett az üledékben felhalmozott szerves anyag bomlási folyamatai is jelentős szerepet játszanak. Az oxigéntelítettség szélsőértékei nagy változékonyságot mutatnak és mind lefelé, mind felfelé jelentős meghaladják a típusra jellemző határértéket. Megfigyelhető a jelentős tél végi-kora tavaszi maximum, és a július-augusztusi minimum.

A növényi tápanyagok közül a nitrogén- és foszfor-formák vizsgálata történt meg. A korábbi értékelések nem mutatták problémásnak e komponenseket. Az összes nitrogén 30 éves időszakra vonatkozó éves átlagai sem mutatnak jó állapotot veszélyeztető értékeket, trendjük fokozatosan csökkenő tendenciájú, az éves maximumok csak egy-egy évben lépik át a határértéket. A kiértékelés során érdekesnek találtuk a határértékkel nem szabályozott szerves nitrogén koncentrációjának változását. Ez a komponens a szerves kötésben jelenlévő nitrogén mennyiségére ad felvilágosítást. A 30 éves vizsgált periódusban az éves átlagok kezdetben csökkenő tendenciát mutatnak, azonban a 90-es évek közepétől ez az irány megfordul és a koncentráció lassú növekedésbe kezd. Ugyanakkor a szervesanyag tartalom mérésére szolgáló KOI_k nem, vagy alig mutatja ezt a növekedést. Mindebből arra következtethetünk, hogy a víztérbe bejutó nitrogén egyre nagyobb része van jelen szerves anyagban kötött formában, például beépülve a növényekbe, majd az elhalt növényi részekből újra felszabadulva folyamatos belső tápanyagforrást biztosít.

Biológiai paraméterek (fitoplankton, perifiton, makrozoobenton, makrovegetáció)

Az algák mennyiségét mutató klorofill-a tartalom éves maximális értékei több alkalommal nagyon magasak voltak ($80 \mu\text{g/l}$ fölött), és a kétszeres határértéket is rendszeresen meghaladták. Az algabiomassza igen változékony képet mutat, nagyon alacsony ($0,2-0,8 \text{ mg/l}$) és nagyon magas ($8-15 \text{ mg/l}$) eredményekkel. Nemcsak vegetációs periódusban (áprilistól októberig) fordulnak elő magas értékek, novemberben és januárban is mértek 8 mg/l fölötti biomasszát. Mindez jelzi, hogy jelentős mennyiségű növényi tápanyag van a vízben, ami enyhébb teleken is okozhat alga-tömegszaporulatot, annál is inkább, mert ekkor ezeknek a lebegő, mikroszkopikus növényeknek nem jelent konkurenciát a hínárnövényzet. Ugyanakkor pedig megfigyelhető, hogy sokszor a kedvező meteorológiai időszakban, nyáron is alig van alga, ekkor a magasabb rendű hínárnövényzet miatt nem jók az életfeltételeik (árnyékolás, tápanyagelvonás). Mindez igazolja a VKI azon elvét, hogy reális minősítés csak az összes vízi élőlénycsoport figyelembevételével adható a vízről.

Az algabiomassza összetételének alakulásáról a monitoring eredmények alapján elmondható, hogy nagy szezonális változatosság jellemzi. Leggyakrabban a planktonikus kovaalgák (*Bacillariophyceae*), a kétostoros moszatok (*Cryptophyceae*), és elég jellemző módon a sárgamoszatok (*Chrysophyceae*) szaporodnak el.

A fitobentosz monitoring vizsgálatok eredményei szerint a Ferenc-tápcsatorna a bevonatalkotó kovaalgák alapján vegyes képet mutat, a gyengétől a kiválóig változó állapotok jellemzik. A multimetrikus index alapján a vízminőség többször mutat jó állapotot, viszont szélsőségesen rossz állapotok is előfordulnak.

A makrozoobenton monitoring vizsgálatok szerint jó és kiváló minőségű a víztest.

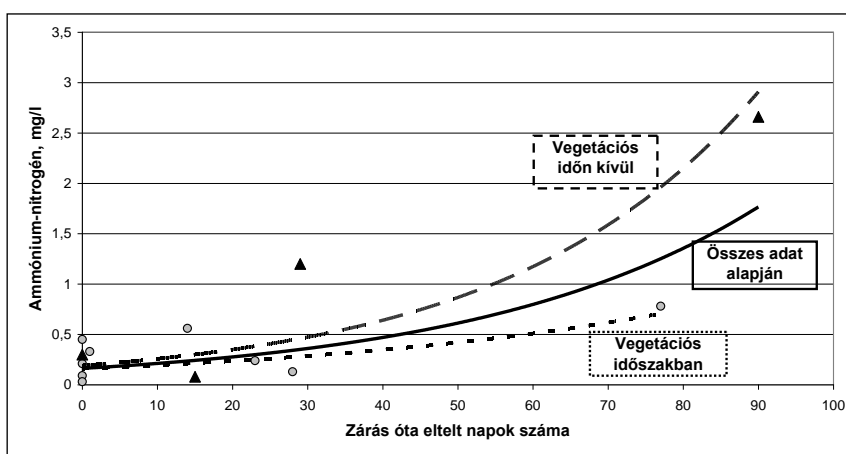
Hossz-szelvény menti állapotváltozás

A vízminőségi hossz-szelvény vizsgálatok eredményei megerősítették azt a sejtést, hogy a csatornát a különböző szakaszain más-más hatások érik, ami a vízminőségben csak akkor tud megjelenni, ha a csatorna gyakorlatilag áll. Így a vízbevezetés nélküli időszakokban a vezetőképesség két mintavételi hely között akár $150 \mu\text{S/cm}$ értékkel is meg tud változni (1. táblázat), ami eltérő jellegű vizek jelenlétére utal, és valószínűleg a csatornába beszivárgó talajvíz hatásával magyarázható.

Vízminőségi problémát állóvízes időszakban az oldott oxigén, az ammónium és a KOI_k jelez (1. táblázat), vízbetáplálás idején csak a nitrát haladja meg a határértéket (mely azonban a táplálást biztosító dunai víz minőségével harmonizál). A problémás komponensek közül az ammónium-ion mutatja a legnagyobb hossz-szelvény menti változást, értéke a Bátmonostor környéki mintavételi helyen jelentősen megnövekedett. Ugyanakkor az egyébként alacsony ortofoszfát koncentrációk maximumot, az oldott oxigén koncentrációja pedig jelentős minimumot mutatnak itt. Az ammónium koncentrációjának megnövekedése gyak-

ran utal friss szerves szennyezésre, azonban itt a szerves anyag tartalom (KOI_K) ezt nem igazolta. Tápanyagforrást jelenthetnek a csatorna bal partján Baja és Bátmonostor között lévő magas part felől érkező szivárgó vizek, talajvizek, amelyek mezőgazdasági eredetű ammónium-szennyezést hozhatnak. Ez okozza, hogy a bátmonostori mintavételi helyen eltérés mutatható ki a vegetációs időszak és a nem vegetációs időszak között, ha az ammóniumion koncentráció értékeit a mintavétel előtti állóvízes időszak hosszának függvényében ábrázoljuk (3. ábra). Az emelkedés mértéke a vegetációs időszakon kívül nagyobb, a vegetációs időszakban a tápanyag-fogyasztók jelenlétében kisebb, de mindkét esetben kimutatható.

Mindezek a vízkémia oldaláról igazolják azt a feltevést, hogy a csatorna hosszabb idejű állóvízes időszakai és a dunai vízbetáplálások különböző vízminőségi állapotokat hoznak létre, és a kedvezőtlenebbek kialakulására az állóvízes időszakokban számíthatunk.



3. ábra. Az ammónium-nitrogén koncentrációjának változása a Deák Ferenc zsilip zárva tartásának függvényében Bátmonostornál

A klorofill-a tartalom a Ferenc-tápcsatorna hossz-szelvénye mentén növekedést mutat (2. táblázat), mely alól csak a Bátmonostor alatti mintavételi helye kivétel. Itt ugyanis a 2011 júliusi vizsgálat idején a medret szinte teljesen átnőtte a hínár és mocsári növényzet, nyílt vízfelület alig volt. Vagyis a fitoplankton helyét (árnyékoltság és tápanyag konkurencia miatt) a magasabb rendű növényzet vette át. A perifitonra 2011 szeptemberébe végzett vizsgálataink eredményei (2. táblázat) is ugyanezen okokra visszavezethetően itt mutatták a legrosszabb vízminőséget. A multimetrikus perifiton index (IPSITI) mindhárom összetevője Bátmonostornál vette fel a legalacsonyabb értéket, ezzel jelezve itt a szerves anyag és tápanyagterhelés szempontjából is rosszabb vízminőséget. Végig a csatorna mentén a legalacsonyabb (közepes és gyenge minőségű) tartományban a perifiton indexek közül a trofitást mutató (TID) mozgott, jelezve ezzel az eutrofizáció problémáját a víztestben.

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

1. táblázat. A Ferenc-tápcsatorna vízminőségi hossz-szelvény vizsgálatának eredményei II. (Víz kémia)

Mintavételi hely	1	2	3	4	5	6
Elhelyezkedés	Bátmonos- tor felett	Bátmonos- tor alatt	Nagyba- racska alatt	Dávod alatt	Herceg- szántó felett	Herceg- szántó alatt
Fizikai-kémiai paraméterek (2008 december, állóvízes)						
vezetőkép. (µS/cm)	493(+)	490(+)	457(+)	481(+)		405(+)
pH	7,40(+)	7,30(+)	7,65(+)	7,70(+)		7,90(+)
oldott oxigén (mg/l)	4,2(-)	4,8(-)	10,2(+)	9,7(+)		11,0(+)
oxigén telítettség (%)	33(-)	40(-)	84(+)	76(+)		88(+)
KOI _k (mg/l)	9(+)	9(+)	35(-)	13(+)		13(+)
ammónium-N (mg/l)	2,64 (-)	2,66 (-)	0,72(-)	0,27(+)		0,14(+)
nitrit-N (mg/l)	0,001(+)	0,002(+)	0,011(+)	0,007(+)		0,001(+)
nitrát-N (mg/l)	1,2(+)	1,2(+)	1,6(+)	1,4(+)		1,3(+)
ortofoszfát-P (mg/l)	0,04(+)	0,05(+)	0,03(+)	0,02(+)		0,01(+)
Fizikai-kémiai paraméterek (2009 március, betáplálásos)						
pH	7,80(+)	7,80(+)	7,50(+)	7,85(+)		8,00(+)
oldott oxigén (mg/l)	11,2(+)	10,5(+)	10,9(+)	11,1(+)		14,0(+)
oxigén telítettség (%)	91(+)	85(+)	89(+)	93(+)		118(+)
KOI _k (mg/l)	14(+)	13(+)	12(+)	14(+)		14(+)
ammónium-N (mg/l)	0,3 (+)	0,3 (+)	0,27(+)	0,23(+)		0,16(+)
nitrit-N (mg/l)	0,029(+)	0,028(+)	0,027(+)	0,027(+)		0,017(+)
nitrát-N (mg/l)	2,7(-)	2,9(-)	2,4(-)	3,0(-)		3,3(-)
ortofoszfát-P (mg/l)	0,06(+)	0,07(+)	0,05(+)	0,03 (+)		0,01(+)
Fizikai-kémiai paraméterek (2009 szeptember, betáplálásos)						
KOI _k (mg/l)	12(+)	21(+)	20(+)	18(+)		16(+)
ammónium-N (mg/l)	0,34 (+)	0,33 (+)	0,27(+)	0,35(+)		0,42(-)
nitrit-N (mg/l)	0,049(+)	0,045(+)	0,038(+)	0,016(+)		0,017(+)
nitrát-N (mg/l)	1,1(+)	0,8(+)	1,7(+)	0,7(+)		0,6(+)
ortofoszfát-P (mg/l)	0,04(+)	0,06(+)	0,04(+)	0,03(+)		0,04(+)
Fizikai-kémiai paraméterek (2011 július, állóvízes)						
vezetőkép. (µS/cm)	403(+)	521(+)	562(+)	418(+)	420(+)	451(+)
pH	7,50(+)	7,70(+)	7,55(+)	7,50(+)	7,60(+)	7,75(+)
oldott oxigén (mg/l)	2,7(-)	4,8(-)	4,2(-)	2,3(-)	3,9(-)	5,0(-)
oxigén telítettség (%)	31(-)	56(-)	49(-)	27(-)	47(-)	60(-)
KOI _k (mg/l)	18(+)	18(+)	24(+)	26(-)	20(+)	24(+)
ammónium-N (mg/l)	0,44 (-)	0,56 (-)	0,34(+)	0,22(+)	0,09(+)	0,14(+)
nitrit-N (mg/l)	0,054(+)	0,044(+)	0,017(+)	0,004(+)	0,002(+)	0,003(+)
nitrát-N (mg/l)	1,7(+)	1,3(+)	2,2(-)	1,6(+)	1,7(+)	1,6(+)
ortofoszfát-P (mg/l)	0,04(+)	0,04(+)	0,02(+)	0,03(+)	<0,01(+)	0,01(+)
Fizikai-kémiai paraméterek (2011 szeptember, állóvízes)						
vezetőkép. (µS/cm)	402 (+)	471 (+)	499 (+)	360 (+)	360 (+)	368 (+)
pH	7,56 (+)	7,64 (+)	7,71 (+)	7,97 (+)	7,72 (+)	7,95 (+)
oldott oxigén (mg/l)	2,1 (-)	2,45 (-)	6,7 (-)	7,28 (+)	4,8 (-)	6,65 (-)
oxigén telítettség (%)	24 (-)	27 (-)	84 (+)	92 (+)	60 (-)	84 (+)

A 19-es folyóvíztest típus jó ökológiai állapotára meghatározott határértéknek megfelel (+) vagy nem felel meg (-)

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

2. táblázat. A Ferenc-tápcsatorna vízminőségi hossz-szelvény vizsgálatának eredményei II. (Hidromorfológia, vízbiológia)

Mintavételi hely	1	2	3	4	5	6
Elhelyezkedés	Bátmonostor felett	Bátmonostor alatt	Nagybaracska alatt	Dávod alatt	Heregszántó felett	Heregszántó alatt
EOVx	640 787	638 325	639 996	639 537	637 485	638 635
EOVy	86 904	84 733	76 277	66 859	67 770	66 453
Hidromorfológia (2011 szeptember)						
kialakulás*	m	m	t	t	m	t
mederjellemező	szűk, egyenes meder, meredek partfal	szűk, egyenes meder	széles meder	széles meder	keskeny, mély meder	széles meder
vízmélység (cm)	220	210	200	310	370	310
átlátszóság (cm)	80	80	70	90	90	70
növényfedettség (%)	75	90	65	30	10	25
Fitoplankton (2011 július)						
algabiomassza (mg/l)	6,5	2,4	7,1	6,3	7,0	7,7
klorofill-a (µg/l)	15	6	26	37	40	43
minősítés klorofillra	jó	kiváló	közepes	gyenge	gyenge	gyenge
ChlaI	0,61	0,82	0,43	0,30	0,27	0,25
QI	0,29	0,31	0,41	0,65	0,94	0,58
HRPI	0,57	0,72	0,49	0,48	0,56	0,42
minősítés HRPI	közepes	jó	közepes	közepes	közepes	közepes
Perifiton (2011 szeptember)						
IPSITI	12,25	9,55	13,25	12,8	12,6	12,4
minősítés IPSITI	jó	közepes	jó	jó	jó	jó
IPS	12,1	10,3	12,4	11,5	11,7	11,7
SID	12,4	10,8	14,1	14,1	13,5	13,1
TID	6,7	5,5	6,5	7,4	8,7	7,5

*m: mesterséges, t: természetes

A fitoplankton indexek közül a planktonikus algaközösség minőségi összetételét (QI) illetve a klorofill-a tartalmát (ChlaI) jellemző metrikák hossz-szelvény menti alakulása egymáshoz képest ellentétes lefutású. Az összesített fitoplankton index (HRPI) szerint, a klorofill-a tartalom nagyobb súlyú figyelembe vétele miatt, a Bátmonostor környéki szakaszon jó, a vízfolyás többi szakaszán viszont csak közepes állapotok jellemzőek.

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

3. táblázat. A Ferenc-tápcsatorna vízminőségi hossz-szelvény vizsgálatának eredményei III. (Makrovegetáció)

Mintavételi pontok		Makrovegetációs jellemzők							Minősítés							
hely	szám	meder jelleg*	víz-mélység (cm)	zónák száma	borítottság (%)	jellemző növénytársulások*			fajszám	hínár fajszám	T	Z	V	F	IMMI	
Bátonmónostor	1	m	220	3	75	<i>Phrag</i>	<i>Trap</i>	<i>Cera</i>	1							
	1a	m	160	2	100	<i>Phrag</i>	<i>Trap</i>		3	6	4	5	2	2	jó	
	1b	t	180	2	80	<i>Phrag</i>	<i>Trap</i>		4	4	5	3	5	1	kiváló	
	1c	t	180	2	85	<i>Phrag</i>	<i>Glyc</i>	<i>Salvi</i>	9	5	5	3	4	1	jó	
									11	8	5	3	5	1	kiváló	
	2	m	210	3	90	<i>Phrag</i>	<i>Glyc</i>	<i>Cera</i>	1							
	2a	t	210	2	80	<i>Phrag</i>	<i>Glyc</i>	<i>Trap</i>	3	5	3	5	3	1	közepes	
2b	t	200	2	100	<i>Phrag</i>	<i>Glyc</i>	<i>Salvi</i>	8	6	5	3	5	1	kiváló		
								7	5	5	3	5	1	kiváló		
Nagybaracska-Dávod	3a	t	180	2	80	<i>Phrag</i>	<i>Salvi</i>	<i>Pot</i>	7	6	5	3	4	1	jó	
	3b	m	240	2	10	<i>Phrag</i>	<i>Nym</i>		7	4	5	3	5	4	kiváló	
	3	t	200	3	65	<i>Phrag</i>	<i>Nym</i>	<i>Cera</i>	11	8	5	5	5	2	kiváló	
	3c	t	180	3	80	<i>Phrag</i>	<i>Trap</i>		5	4	4	5	5	1	jó	
	4	t	310	3	30	<i>Phrag</i>	<i>Nym</i>	<i>Cera</i>	8	7	4	5	5	5	kiváló	
Hercegszántó	5a	t	320	3	15	<i>Phrag</i>	<i>Nym</i>	<i>Cera</i>	8	6	5	5	5	5	kiváló	
	5b	m	620	1	0	<i>Phrag</i>			2	0	5	1	4	3	jó	
	5	m	370	1	10		<i>Nym</i>		6	5	5	1	5	4	kiváló	
	5c	m	270	2	15	<i>Phrag</i>	<i>Myri</i>		6	5	5	3	5	5	kiváló	
	6	t	310	3	25	<i>Phrag</i>	<i>Nym</i>	<i>Myri</i>	9	8	5	5	5	5	kiváló	

*m: mesterséges, t: természetes

***Phrag*: nádas, *Trap*: sulyomos, *Cera*: érdestőcsagaz-hínár, *Glyc*: harmatkásás, *Salvi*: vízipáfrány-társulás, *Nym*: vizitők-tündérrózsa-hínár, *Myri*: gyűrűs süllőhínáros, *Pot*: fényesbékaszőlő-hínár

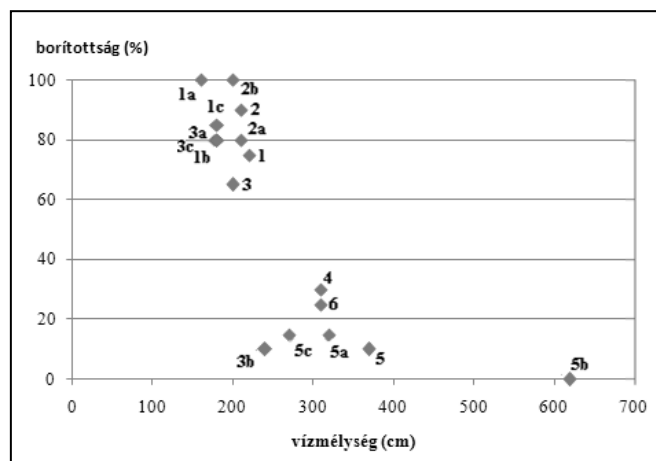
*** 1: rossz, 2: gyenge, 3: közepes, 4: jó, 5: kiváló.

Vizsgálataink idején a Ferenc-tápcsatorna különböző mintavételi szakaszainak növényzettel való borítottsága igen szélsőséges határok között ingadozott (3. táblázat). A csatorna a borítottság alapján két szakaszra osztható, a Nagybaracska alatti 3. mintavételi pontig tartó felső szakaszon jóval nagyobb (átlagosan 77%-os) borítottsági értékekkel, valamint néhány helyen parttól-partig tartó harmatkásás úszószigetekből álló növénydugókkal találkoztunk. Az alsóbb szakaszon az alacsonyabb borítások (átlagosan 16%-os) mellett növényzetmentes szakaszok is előfordultak. A növényfedettségi-index (F) szerinti minősítés alapján a felső szakaszon gyenge állapotok uralkodtak, az ez alatti szakaszon kiváló és jó.

A makrovegetáció mederben való elburjánzása a növényi tápanyagkínálatra adott biológiai válasz (bentonikus eutrofizálódás), melynek oka elsősorban a vízfolyást érő, tápanyagterhelést okozó antropogén hatásokban keresendő. A másik növényfedettséget befolyásoló tényezőnek a vízmélység mutatkozott (4. ábra), a 250 cm-nél nagyobb vízmélységű mederszakaszokon a növényzettel borítottság

30% alatti (ez megfelel a 19-es vízfolyás víztestre megállapított növényfedettségi referencia értéknek).

A Ferenc-tápcsatorna hínárvegetációjára a felső szakaszon a sulymos (*Trapaetum natantis*) és a vízipáfrány-társulás (*Salvinio-Spirodelletum*), az alsó szakaszon a tündérrózsa-vízitők hínár (*Nymphaetum albo-luteae*) jellemző. A mocsári társulások közül a nádas (*Phragmitetum communis*) jelenléte általános, ugyanakkor a harmatkásás (*Glycerietum maximae*) csak a felső szakaszra jellemző. A Hercegszántó környéki mederszakaszon a hazánkban ritka társulásnak számító, tápanyagban szegényebb vizekhez kötődő (így az eutrofizációra érzékenyebb) gyűrűs süllőhínáros (*Myriophylletum verticillati*) szórványos megjelenését tapasztaltuk. A magasabb keménységű vizekben előforduló fényesbékaszőlő-hínár (*Potametum lucentis*) az oldalágak (pl. Igali-főcsatorna) betorkollása utáni szakaszokon jelentkezett. Érdestócsagaz-hínár (*Ceratophylletum demersi*) különálló társulásként a nagyobb nyílt vízfelülettel rendelkező vizsgálati szakaszokon jelent meg, emellett a sulymos és a tündérrózsa-vízitők társulásban is alkotott egy alsóbb, a víztestben lebegő szintet. Az érdestócsagaz-hínár iszapfelhalmozóként alapvető szerepet játszik a feltöltődési folyamatokban, gyorsan elfoglalja a terhelések következtében visszaszoruló igényesebb hínártársulások helyeit.³⁸



4. ábra. A vízmélység és a növényzettel való borítottság kapcsolata a Ferenc-tápcsatornán

A Ferenc-tápcsatornán 2011 szeptemberében azonosított 6 hínár és 2 mocsári társulás közül természetvédelmi értéket³⁹ a védelemre javasolt vízipáfrány-társulás és tündérrózsa-vízitők hínár, valamint a potenciálisan veszélyeztetett fényesbékaszőlő-hínár és gyűrűs süllőhínáros képvisel. A makrovegetáció felmérése során 27 növényfajt azonosítottuk, közülük 3 védett (fehér tündérrózsa, rucaöröm, sulyom) és 1 adventív faj. A nagy moszatpáfrány (*Azolla filiculoides*), melynek a Baja környéki vizekben való első megjelenését az 1990-es évek végén

³⁸ Borhidi 2003.

³⁹ Borhidi-Sánta 1999 alapján.

tapasztalták⁴⁰, egy gyorsan terjedő adventív faj. Kiszorítja a lebegő hínártársulások őshonos fajait. A Ferenc-tápcsatornán felső szakaszán elszórt és nagy kiterjedésű állományaival egyaránt találkozunk.

A nedvességigényt jelző (W) és a természetességi makrofita index (T) alapján a felsőbb szakasz bizonyult rosszabb állapotúnak (3. táblázat). A zonációs makrofita index (Z) alapján a legrosszabb minősítést az olyan mesterség szakasz kapta (3. táblázat), ahol a part túlzottan meredek, a szűk meder nagyobb mélységű (3-6 m), mivel az ilyen szakaszokon a zónák kialakulásának a helyei nem biztosítottak.

KÖVETKEZTETÉSEK ÉS KEZELÉSI JAVASLATOK

A Ferenc-tápcsatorna legjelentősebb problémája a túlnövényesedés, ami a csatorna hidromorfológiai adottságaitól függően az egyes szakaszokon más-más módon jelentkezik, de mindenhol kimutatható. A sekélyebbé vált mederrészekben mocsári növények és gyökerező hínárok, a nyílt vízben a lebegő hínár és az algák túlzott tömegében jelentkezik. Minél nagyobb biomasszával vannak jelen, annál több növényi tápanyagot vonnak ki a vízből. Ez az oka annak a megfigyelésnek, hogy a kémiai vizsgálatok általában jó eredményt adnak, mivel a tápanyagok nagy része a növények testébe kerül, és emiatt azok kémiai módszerekkel a vízből nem mutathatók ki.

A probléma oka elsődlegesen a csatorna tápanyag ellátottsága, amihez hozzájárul a hosszabb időszakokra megálló víz, az üledékképződés miatt csökkenő vízmélységek, valamint az árnyékoltság hiánya is. Terhelés önmagában a csatornában is fennáll a különböző formákban felhalmozódott nagy mennyiségű tápanyag körforgása révén. Ugyanakkor a környezetéből érkező szerves-, és tápanyagterhelés miatt folyamatos pótlódás is történik.

A nagy növényi biomassa elpusztulása után a vízben marad. Ennek egyik súlyos következménye az, hogy rohamosan növeli a szerves iszap mennyiségét, sokkal gyorsabban végbemegy a vízfolyás feltöltődése, öregedése. Súlyos következmény az is, hogy nyaranta, kisvizes időszakokban a túlnövényesedés miatti oxigénhiány lokálisan az élővilág pusztulását okozza. A feliszapolódás folytatódásával ez a jelenség egyre gyakoribbá fog válni az anaerob típusú folyamatokkal együtt, ami kedvezőtlen, a diverzitás csökkenését fogja eredményezni.

Az üledék eltávolításával nagy mennyiségű szerves anyagot és növényi tápanyagot lehet kivonni a csatorna anyagforgalmából. Ez megfiatalítja a csatornát, egyrészt mert kevesebb agyag marad a körforgásában, másrészt mert eltávolítja a hínárnövények aljzatául szolgáló anyagot, a csatorna újra mélyebb lesz, így a gyökerező hínárok kiszorulnak a sekélyebb szélekre.

A csatorna természetes szakaszainak aránya a mesterségesekhez képest jó. Ez azt jelenti, hogy bár a mesterséges szakaszokon a funkció biztosítása miatt nincs lehetőség a meder tulajdonságait egy síkvidéki folyóhoz közelítően kialakítani, a természetes szakaszok biztosíthatják az élőhelyeinek változatosságát, ha azok helyreállítása körültekintően történik. A mesterséges szakaszokon viszont a

⁴⁰ Fehér–Schmidt, 1998.

kialakult kedvezőbb adottságok megtartandók (fás part, szélesebb helyein keskeny nádas, vagy hínáros sáv).

A kimutatott kedvezőtlen hatások megerősítik a beavatkozások szükségességét. Ugyanakkor számos olyan érték mutatható be a csatornán, aminek megőrzése kívánatos lenne és a VKI által előírt követelmények (jó potenciál elérése) megvalósulását is szolgálják.

A Ferenc-tápcsatorna ökológiai állapotának ismeretében és a jó ökológiai potenciál elérésének érdekében az intézkedések végrehajtásához az alábbi javaslatok fogalmazhatók meg:

- A beavatkozásokat megelőzően fel kell mérni és lehetőség szerint meg kell szüntetni az esetleges szennyező forrásokat a csatorna mentén (pl. illegális bevezetések lakóterületekről, állattartó telepekről).
- A beavatkozások (kotrások) időzítését úgy kell megoldani, hogy a csatorna élővilágának túlélése biztosított legyen. Ennek érdekében mozaikos vagy térben és időben szakaszos kotrást lehet végezni (partról történő kotrásnál féldoldali kotrást), és a visszatelepülésre elegendő időt kell hagyni.
- A beavatkozásokat a jó állapotú, széles természetes szakaszokon a kialakult part menti növényzónák (ártéri és mocsári növényzet, keskeny hínaras sáv) épen hagyásával vagy legkisebb pusztításával kell végezni. Ezeken a helyeken csak a omeder középső részét javasolt kotorni. Lehetőleg meg kell hagyni a part menti, vízre hajló fákat.
- A természetes medrek szélén kialakult sekély, széles, mocsári növényekkel, náddal borított területeket meg kell hagyni, azok a jó vizes élőhelyek, szűrőmező funkciót is ellátnak.
- Mesterséges, egyenes szakaszokon meglévő kiöblösödésekét célszerű meghagyni. Ezek az élőhelyek változatosságot biztosítanak az amúgy egyhangú mesterséges szakaszokon.
- A medernek azon részén, ahol a gyökerező hínár és a mocsári növényzet megjelenése és elszaporodása nem kívánatos (elsősorban a meder középső részén) törekedni kell a 2,5-3,0 m-es vagy ennél nagyobb vízmélység elérésére, mert így biztosítható a szabad vízfelület, a típusnak megfelelő alacsonyabb növényborítottság.
- Azokon a helyeken, ahol rendszeresen növénydugók (főként harmatkása) alakulnak ki a mederben, azokat el kell távolítani, a parti mocsári növényzetet kell inkább meghagyni.
- A csatorna teljes hosszán törekedni kell a parti fás sáv meghagyására a jó potenciál elérése céljából, esetleg idegenhonos fák helyére nagyobb lombot adó őshonos fákat lehet telepíteni. (Az árnyékoltság csökkenti a növényesedésre való hajlamot)
- Tervet kell készíteni a csatorna rehabilitációja utáni fenntartási munkákra (állapot ellenőrzés, időszakos kotrási feladatok), mivel ezek nélkül a mesterséges csatorna állapota a beavatkozások után újra romlani fog.

ÖSSZEFOGLALÁS

A Ferenc-tápcsatorna a Bajától délre eső felső-bácskai területek meghatározó, jelentős vízfolyása. A határt metsző vízfolyás szerb-magyar közös üzemeltetési szabályzat szerint működik. Rehabilitációjára a csatorna állapotának javítása, funkciójának fenntartása érdekében szükség van. A két ország szervezeti közös projektet indított a vízfolyás állapotának javítására. Ennek során a VKI célkitűzésével összhangban kívánják a csatorna eredeti funkciójának fennmaradását biztosítani úgy, hogy közben rekreációs célokra is használhatóbbá teszik a vízfolyást.

A tervezés során figyelembe kívánták venni az ökológiai szempontokat is, ezért ökológiai állapotfelmérés tekintette át a Ferenc-tápcsatorna eddigi vizsgálati eredményeit, figyelembe véve azokat a biológiai paramétereket is, amelyek a VKI magyarországi bevezetésével épültek be a monitoring vizsgálatok rendszerébe. A rendelkezésre álló információk helyszíni bejárással, vizsgálatokkal kerültek kiegészítésre. Az összeállított anyag alapállapot felmérésnek tekinthető, mivel ilyen szempontú összefoglalás a csatornáról eddig nem készült, és eredményei a későbbi beavatkozások során vonatkoztatási alapnak tekinthetők.

Az állapotértékelés mellett ökológiai szempontú javaslatok kerültek megfogalmazásra annak érdekében, hogy a végrehajtott beavatkozások hozzájáruljanak a Ferenc-tápcsatorna jó ökológiai potenciáljának eléréséhez. A javaslatok figyelembevételével a tervezett beavatkozások a vízgazdálkodási célok elérése mellett szolgálják a csatorna és környezetének fenntartható fejlődését, segítenek megőrizni a csatorna élővilágát.

Irodalom

10/2010 (VIII.18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól.

2000/60/EC: Directive of the European Parliament and of the Council Establishing a framework for community action in the field of water policy. EU, Luxembourg, 2000.

31/2004. (XII.30.) KvVM rendelet a felszíni vizek megfigyelésnek és állapotértékelésének egyes szabályairól.

Borhidi Attila–Sánta Attila: *Vörös Könyv Magyarország növénygyűjtéséről*. Természetbúvár Alapítvány, Bp., 1999.

Borhidi Attila: *Magyarország növénygyűjtéséről*. Akadémiai, Bp., 2003.

Csányi Béla: *Módszertani kézikönyv a vízi makrogerinctelen (makrozoobenton) élőlényegyüttesek végzett hidrobiológiai minősítés céljára*. VITUKI, Bp., 1997.

Csóka Zoltán: *A Baja-Bezdáni-csatorna rekonstrukciós tervezése. Projektismertető a magyar fél munkálatairól*. In: MHT XXVIII. Országos Vándorgyűlés. Eger, 2011. 10/2.

Csóka Zoltán: *A Baja-Bezdáni-csatorna rekonstrukciós tervezése projekt tapasztalatai*. In: MHT XXX. Országos Vándorgyűlés. Kaposvár, 2012. 9/1.

- Faludi Gábor: *A Ferenc-csatorna és Türr István*. ADUKÖVIZIG, Baja, 2004.
- Faludi Gábor–Nebojszki László: *A Mohácsi-sziget kialakulása és vizeinek történelmi változásai*. Hidrológiai Közöny, 2008. 4. 47-57.
- FB VGT: *Felső-Bácska tervezési alegység Vízyűjtő-gazdálkodási Terve*. ADUVIZIG, Baja, 2010.
- Fehér Gizella–Schmidt Antal: *Adventív vizipáfrányfaj egy gemenci holtágban: Azolla filiculoides Lam.* Botanikai Közlemények, 1998/1–2. 57–62.
- Fehér Gizella: *Vízminőségi hatások nyomon követése a VKI algológiai módszereivel a Ferenc-tápcsatorna hossz-szelvényében*. In.: MHT XXX. Országos Vándorgyűlése. Kaposvár, 2012. 9/3.
- Lukács Balázs András–Baranyai Nagy Anikó–Kelemenné Szilágyi Enikő: *Folyó- és állóvizek makrofita állományainak felmérési segédlete*. HNP-KÖTIVIZIG, Debrecen, 2010.
- Mátrai Ildikó: *A Baja-Bezdáni-csatorna magyarországi szakaszának ökológiai állapotfelmérése*. Kézirat, 2011.
- Mátrai Ildikó: *Baja környéki vizes élőhelyek helyreállításának tájékológiai vizsgálata*. Kézirat, 2012.
- Mátrai Ildikó: *A Ferenc-tápcsatorna ökológiai állapotfelmérése*. In: MHT XXX. Országos Vándorgyűlése. Kaposvár, 2012. 9/2.
- Nebojszki László: *A Baja-Bezdáni-tápcsatorna*. Természet Világa, 2012. 1. 452-456.
- MSZ 12749: *Magyar Szabvány. Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés*. MSZH, Bp., 1994.
- OVGT: *Magyarország Vízyűjtő-gazdálkodási Terve. A Duna-vízyűjtő magyarországi része Vízyűjtő-gazdálkodási Terv*. VKKI, Bp., 2010.
- OVGT 5.1. háttéranyag: *A felszíni vizek biológiai minőségének továbbfejlesztése*. ÖKO Zrt, Bp., 2009.
- OVGT 5.2. háttéranyag: *Felszíni vizek jó állapotához tartozó fizikai-kémiai és kémiai határértékek és minősítési rendszer*. ÖKO Zrt, Bp., 2009.
- OVGT 8.3. melléklet: *Műszaki intézkedések tartalma*. VKKI, Bp., 2010.
- Schmidt Antal: *Adatok a dél-magyarországi vizek algáinak ismeretéhez I*. Botanikai Közlemények, 1977. 3. 183-195.
- Schmidt Antal–Fehér Gizella: *Adatok dél-magyarországi vizek algáinak ismeretéhez III*. Botanikai Közlemények, 1996. 1-2. 121-138.
- Schmidt Antal–Fehér Gizella–Padisák Judit: *Some rare green algae occurring in the Danube river and its dead- and side-branches in Southern Hungary*. Biologia, Bratislava, 2003. 4. 475-481.
- Schmidt Antal–Uherkovich Gábor: *A Scenedesmus grahneisii (Heynig) Fott magyarországi előfordulásáról*. Botanikai Közlemények, 1976. 1. 3-5.
- Schoblocher József: *A Ferenc-tápcsatorna víztest vízgyűjtőterülete*. Kézirat, 2009.

Kézirat leadva: 2011. december

Rózsáné Szűcs Beatrix–Simon Miklós

SZERVES HULLADÉKOK KEZELHETŐSÉGÉNEK VIZSGÁLATA BIOCEL TECHNOLÓGIÁVAL

Abstract

The applicability of the low tech Biocel technology was investigated for the digestion of sewage sludge and for the co-digestion of sewage sludge and biowaste (VFG) in lab scale experiments. The effect of methanogenic seeding rates was investigated with both substrates. The influence on reactor specific volume performance of seeding was evaluated. Low seeding rates (below and 1:1) caused acidification of the reactors. The type of substrate had an effect on the optimum seeding rate. A seeding ratio of at least 1:1.25 (sludge:seed) for sludge digestion and 1:1.5 (sludge-VFG:seed) for co-digestion appeared to yield an anaerobic process free from significant inhibitions for both mixtures. Further increasing the seeding meant slightly better performances, but they were counterbalanced by the lower sludge fractions in the reactors.

BEVEZETÉS

A szerves hulladékok kezelése napjaink fontos környezetvédelmi feladata közé tartozik. A hulladékgazdálkodásról szóló 2000 évi XLIII. törvény is kimondja, hogy a lerakott hulladékok biológiailag lebontható szerves anyag tartalmát 2014-ig 35%-ra kell csökkenteni az 1995-ös bázisévhez képest. Cél tehát a szerves hulladékok minél nagyobb arányú kezelése és hasznosítása.

A szerves hulladékok stabilizálásának (könnyen bontható szerves anyag tartalom és fertőzőképesség csökkentése) biológiai módszereihez tartozik az anaerob (oxigén jelenléte nélküli) kezelés és a komposztálás (oxigén jelenlétében). Az anaerob eljárásokkal történő hulladékkezelés előnye, hogy a lebontás során biogáz képződik, amely energiaforrásként hasznosítható. Így a fenntartható fejlődés irányelveinek jobban megfelel, mint a komposztálás.

Hazánkban a szerves hulladékokat főként komposztálással kezelik. Anaerob technológiákat főként szennyvíziszap és mezőgazdasági hulladékok (hígtrágya) kezelésére alkalmazzák.

Az anaerob eljárások osztályozhatók a fermentáló reaktorban lévő anyag szárazanyag tartalma szerint. Tchobanoglous és munkatársai¹ szerint a 15-20% körül félszáraz eljárásokról beszélhetünk. A szennyvíztisztítási gyakorlatban alacsony szárazanyag-tartalom mellett (5-8%) stabilizálják folyékony fázisú rothasztókban az iszapokat. A folyékony fázisú szennyvíziszap-rothasztók alkalmazása azonban csak nagyobb telepméretű esetekben gazdaságos². A szilárd szerves hulladékok kezelésére alacsony technológiai színvonalú, olcsó megoldási alternatívaként fejlesztették ki a Biocel technológiát³.

¹ Tchobanoglous–Theisen–Vigil, 1993.

² Juhász, 2002.

³ Simon, 2000.

A települési szerves hulladékok kezelésére alkalmas egyszerű, szakaszos eljárás a Biocel technológia, amelyet a hollandiai Wageningeni Egyetemen fejlesztettek ki. Ez a szakaszos üzemű („batch”) eljárás, alacsony technológiai igénye mellett, a folyamatos üzemű reaktorokhoz hasonló intenzitással üzemel. A Biocel eljárás mezofil (35°C) hőmérsékleten és 30-40% szárazanyag-tartalom mellett üzemel.

A reaktorok feltöltése előtt a hulladékot összekeverik metanogén oltóanyaggal, ami első alkalommal rothasztott szennyvíziszap lehet, majd a későbbiekben a reaktorból kikerült stabilizált anyag. A hulladék nedvességtartalmától függően, a keletkező csurgalékvizet visszaforgatják a reaktorba a folyamat optimalizálása érdekében. A keletkező biogázt folyamatosan eltávolítják és hasznosítják. Üzemi körülmények között a technológia több párhuzamosan üzemelő reaktort tartalmaz. A reaktorok padozata perforált, amely alatt csurgalékvíz-gyűjtő és átemelő tér kerül kialakításra. Az oltóanyaggal kevert hulladékot homlokrakodó gépekkel rakodják a reaktorokba, amelyet a feltöltés után légmentesen záródó ajtókkal csuknak be. Az ajtók zárása után a nyomást enyhén, 500 Pa-lal csökkentik. A kezelt anyag fűtését (35-40°C) a csurgalékvíz fűtésével és visszaforgatásával biztosítják. A hulladék reaktorba való töltése és ürítése között eltelt idő átlagosan 21 nap, amely után a gáztermelés közel nulla. A kezelés a növényi és állati patogének számos fontos csoportjának inaktivitását biztosítja. A folyamat még nem teljesen tisztázott, de feltehetőleg a lebontási folyamat első két hetében jelentkező relatív magas illékony zsírsav koncentráció lehet a megoldás kulcsa⁴.

A szakaszos üzemű anaerob reaktorok eredményes alkalmazásának feltétele a savtermelés és a metántermelés közötti egyensúly megteremtése, amelynek hiányában a reaktor elsavanyodik⁵. A szerves anyag anaerob lebontása során négy egymást követő metabolikus folyamat különböztethető meg: hidrolízis, acidogenezis, acetogenezis, metanogenezis⁶, melyek közül a teljes folyamat sebesség-limitáló tényezője általában a metanogenezis⁷. A metántermelő baktériumok szaporodási tényezője a savtermelőkhöz képest alacsony és beoltás nélküli elszaporodásukra a savtermelőkkel ellentétben nem számíthatunk. Kiegyensúlyozott anaerob lebontási folyamatnál a biológiailag lebontható szerves szárazanyag eltávolítási sebessége majdnem megegyezik a metántermelés sebességével⁸, mert a baktériumok biomassza-termelése elhanyagolható. A jól kiegyenlített anaerob lebontási folyamatban az egyes lépcsők terméke átalakításra kerül a következő lépcsőben, aminek eredményeként szinte a teljes anaerob módon bontható szerves anyag végtermékként (metán, széndioxid, hidrogén-szulfid és ammónia) távozik.

A lebontási folyamat egyensúlyban tartásához oltóanyagra van szükség. A metanogén oltóanyag arányának helyes megválasztásával jelentős hatást érhetünk el a folyamat kiegyensúlyozásában. Az oltóanyag optimális mennyiségének megválasztása azonban összetett kérdés, amely nagy jelentőséggel bír a szaka-

⁴ Polyák, 2003.

⁵ Benedek, 1990.

⁶ Batstone–Keller–Angelidaki–Kalyuzhnyi–Pavlostathis–Rozzi– Sanders– Siegrist–Vavilin, 2001.

⁷ Gosh–Klass, 1978.

⁸ Gujer–Zehnder, 1983.

szos üzemű reaktorok működésének gazdaságosságára. Alacsony oltóanyag arány szélső esetben a reaktor elsavanyodásához vezethet, vagy kedvezőbb esetben fékezi a folyamat sebességét, ami a reaktor méretnövelésével járó tartózkodási idő meghosszabbításával ellensúlyozható.

Az optimális oltóanyag arány függ az alapanyag minőségétől és a kezelési céltól. Az optimális hulladék: oltóanyag arány települési szerves hulladékok esetében laboratóriumban 1 : 2,3, míg üzemi körülmények között 1 : 1⁹. Szakirodalmi adatok szerint települési szerves hulladékok esetében a kezelés időtartama 30-36 nap körüli¹⁰. Alacsony oltóanyag arány esetében azonban a kezelés időtartama 50 nap vagy hosszabb is lehet¹¹.

A Biocel technológiát eddig szennyvíziszapot tartalmazó szerves hulladékok anaerob kezelésére nem használták, és így a lebontási folyamat kinetikai paraméterei nem ismertek. A szakirodalom nem közöl adatokat a szerves hulladék és szennyvíziszap együttes és a szennyvíziszap Biocel technológiával történő kezelésének oltóanyag-igényéről, valamint a kezelés időtartamáról. Feltételezésünk szerint a Biocel technológia alkalmas lehet szennyvíziszapot is tartalmazó szerves hulladék, valamint szennyvíziszap önálló kezelésére is.

Fentiek alapján célul tűztük ki a települési szerves hulladékok (konyhai, zöldhulladék) és szennyvíziszap együttes kezelhetőségének, valamint szennyvíziszap önálló kezelhetőségének vizsgálatát Biocel technológiával. Célunk továbbá az optimális oltóanyag arány meghatározása a maximális gáztermelés és a reaktorok esetleges elsavanyodásának figyelembe vételével.

ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

Célkitűzéseink megválaszolása céljából száraz, szakaszos üzemű reaktorokkal laboratóriumi kísérleteket végeztünk.

Felhasznált anyagok

A településeken keletkező szerves hulladék keveréket (szennyvíziszap (*F1*) és biohulladék keveréke) a kísérletek ismételhetősége érdekében, a következők szerint rögzített arányú anyagkeverékekkel modelleztük: 50% kommunális főlősiszap, 25% friss fű, 25% konyhai hulladék. A konyhai hulladék 25% burgonyahéjból, 15% fejes salátából, 15% kenyérből, 15% uborkahéjból, 10% káposztából, 10% papírból és 10% kávézaccból állt. A szennyvíziszap a Kecskeméti Szennyvíztisztító Telep eleveniszapos tisztítási technológiájából kikerülő, 20 napos iszapkorral jellemezhető víztelenített főlős iszap volt.

Oltóanyagként kommunális szennyvíztisztításból származó víztelenített, rothasztott szennyvíziszapot alkalmaztunk. A rothasztott iszap metanogén aktivitása 0,026 CH₄-KOI · g szea⁻¹ · d⁻¹ (*R1*) és 0,028 CH₄-KOI · g szea⁻¹ · d⁻¹ (*R2*) között változott, amely az egységnyi szerves anyag mennyiségű rothasztott szenny-

⁹ Brummeler, 1993.

¹⁰ Brummeler–Horbach–Koster, 1991.

¹¹ Brummeler–Aarnink–Koster 1992.

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

víziszap egységnyi időre vetített maximális metántermelését jelenti kémiai oxigénigényben (KOI) kifejezve.

A felhasznált iszapok és hulladékok száraz- és szerves anyag tartalmát, kémiai oxigénigény tartalmát az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat
Felhasznált iszapok és hulladékok jellemzői

Minta	Száraz anyag tartalom (sza) [%]	Szerves anyag tartalom (szea) [%]	Kémiai oxigén igény (KOI) [g · kg sza ⁻¹]
Rothasztott iszap (R1)	24,54	56,86	667
Rothasztott iszap (R2)	22,99	41,01	478
Fölősiszap (F1)	28,87	48,22	556
Fölősiszap (F2)	15,25	83,93	1 162
Fű	31,30	92,20	985
Burgonyahéj	18,51	94,33	1 074
Fejes saláta	7,69	85,67	1 193
Kenyér	65,35	97,36	1 094
Uborkahéj	4,82	84,44	1 486
Káposzta	8,79	90,98	1 086
Papír	92,49	98,98	1 288
Kávézacc	34,30	99,28	1 145

Mérési módszerek

A minták szárazanyag és szerves anyag tartalmát 105°C és 650°C hőmérsékleten, tömegállandóságig történő szárítással illetve égetéssel határoztuk meg. Az iszapok kémiai oxigén igény értékének meghatározását az MSZ 21976-10:1982 számú szabvány szerint végeztük.

A termelődő biogáz mennyiségét Schlumberger „A1” típusú vizes gázórával mértük. A biogáz metántartalmát a szerves hulladék vizsgálata esetén Shimadzu 2014 típusú gázkromatográfiás készülékkel határoztuk meg. A kolonna hőmérséklete 60°C, az injektor hőmérséklete 170°C és a detektor hőmérséklete 250°C volt. Vívógázként nitrogént használtunk 20 mL/min gázárammal. A 3,0 m hosszú, 3,00 mm belső átmérőjű az üveg kolonnába Supelco Molecular sieve töltet került. A detektálás TCD detektorral történt.

A biogáz metántartalmát az iszap vizsgálata esetén Fisher & Rosemont BINOS 104 típusú precíziós gázelemző berendezéssel végeztük. A gázelemző infravörös spektroszkópia (IR) elvén határozza meg a gáz metántartalmát.

A biogáz mennyiségét és metántartalmát kezdetben naponta, a biogáz mennyiségének csökkenésével két- majd ötnaponta végeztük.

Az oltóanyag metanogén aktivitásának meghatározásához közömbösített ecetsavat használtunk szubsztrátként, a feltételeket optimalizáltuk mikroelemek

adagolásával¹², keveréssel és a hőmérséklet 35 °C-ra történő szabályozásával. A termelődő metán mennyiségét a 1,5 literes reaktorok fejterének nyomásváltozása alapján számítottuk. A termelődő CO₂ megkötésére NaOH peletet helyeztünk a reaktorok fejterébe. Metanogén aktivitás értékének az összegzett metántermelési görbe legmeredekebb szakaszának irántangensét vettük.

A hulladékok kémhatását pH 340i WTW gyártmányú kézi pH/mV-mérő műszerrel ellenőriztük, amelyhez SenTix 41 típusú elektródot csatlakoztattunk.

Kísérlet beállítása

A Biocel technológia modellezéséhez 6 dm³ ösztérfogatú reaktorsorozatot alkalmaztunk, amelyek a pH mérés során kialakuló zavaró hatás (reaktorok megnyitása) csökkentése érdekében 4 db, egyenként 1,5 dm³ térfogatú párhuzamosan kapcsolt reaktorokból álltak. Az alkalmazott reaktorokat az 1. ábra mutatja.

A reaktorok gázgyűjtő zacskóhoz csatlakoztak, mely a termelődött biogázt gyűjtötte össze. Minden reaktorba azonos mennyiségű és minőségű hulladékkeveréket tettünk, valamint a szárazanyag tartalmat (biohulladék – szennyvíziszap esetében 22%, szennyvíziszap estében 18%) minden reaktorban azonos értékre állítottuk be.

A száraz szerves anyag mennyiségre vetített fölösiszap : oltóanyag arányokat 1:0,5; 1:0,75; 1:1; 1:1,25; 1:1,5; 1:1,75 és 1:2 értékre állítottuk be. A biohulladék – szennyvíziszap : oltóanyag arányok 1:0,5; 1:1; 1:1,5; 1:2 és 1:3 voltak. A reaktorokat állandó hőmérsékletű helyiségben 34°C-on tartottuk.



1. ábra: Biocel technológia modellezéséhez használt reaktor

¹² Biotechnion, 1996.

Számítási módszerek

A száraz, szakaszos üzemű anaerob kezelés során a biogáz tényleges metántartalmát befolyásolta a fejtér vagy a mérőkör öblítésének hígító hatása, melyről külön számoltunk. Minden esetben meghatároztuk az időegység alatt termelődött metán mennyiségét (biogáz térfogat \times biogáz metán tartalmával), majd az oltóanyagként használt rothasztott iszap biogáz termelését levontuk. A mérési eredményeket így a kezelt anyagra vonatkoztatva tudtuk megadni, tehát meghatározhatjuk, hogy melyik oltóanyag arány a legkedvezőbb egységnyi kezelt anyagra vetítve. A termelt biogáz mennyiséget egységnyi szerves anyagra vonatkoztatva adtuk meg, mert így a szakirodalmi adatokkal könnyebben összehasonlíthatóak a mérési eredmények. A vizsgálat során a termelődött biogáz mennyiséget 30°C-on mértük, így azt átszámítottuk normál hőmérsékletre (0°C-ra).

Reaktortérfogatra vonatkoztatott metántermelés esetén az oltóanyag metántermelését nem vontuk le, a gáztermelést a teljes iszapmennyiség térfogatára vonatkoztatva adtuk meg. A metántermelést KOI-ben adtuk meg. Az anaerob lebontás esetén a szubsztrátként szolgáló szerves anyagból metán képződik, amelynek KOI-ben kifejezett mennyisége megegyezik az eltávolított szerves anyag KOI értékével¹³. Az eltávolított szerves anyag mennyiségét a termelődő metán összegzett mennyiségének mérésével határoztuk meg az idő függvényében (T), amelyet átszámítottunk KOI-ra, figyelembe véve, hogy 1 Ndm³ metán 2,86 g CH₄-KOI-nak felel meg. Más technológiákból származó eredményekkel történő könnyebb összehasonlíthatóság érdekében egységnyi reaktortérfogatra vetítve is meghatároztuk az időben összegzett metántermelés értékét.

A mérési eredményeire logisztikus függvénykapcsolatot (2) illesztettünk SPSS 14.0 szoftverrel.

$$CH_4 T\% = CH_{4max} / (1 + e^{-k(t-t_0)}) \quad (2)$$

Az oltóanyagként és szubsztrátként szolgáló iszapokat hűtve tárolás után használtuk fel a vizsgálatokhoz, így a függvénykapcsolat megválasztásánál a kezdeti lag fázissal is számolnunk kellett. Az optimális oltóanyag arány vizsgálata során az illesztéshez a szerves anyag maximális degradálhatósági fokát kifejező D_{max} értékeket egységesen 65%-ra vettük fel, mely megválasztását saját mérési eredményeinkre és szakirodalmi adatokra alapoztuk¹⁴. A D_{max} értékből határoztuk meg a CH_{4max} értékeket a különböző szubsztrátok esetében. A k reakciósebességi állandót, és az inflexiós pontot leíró t_0 időt úgy határoztuk meg, hogy a függvénykapcsolat legjobban illeszkedjen (R^2) a mérési eredményekhez. A reaktortérfogatra vonatkoztatott mérési eredmények esetében az előbbiekkal azonos módon illesztettünk függvénykapcsolatot, ahol a metántermelés maximális értékét (CH_{4max}) a szubsztrát : oltóanyag keverési arányok és a maximális bonthatóság figyelembe vételével adtuk meg. A metántermelés sebességének jellemzésére az illesztett görbék iránytangenseként meghatároztuk a kezdeti és az exponenciális szakaszt jellemző v_{10d} és v_{30d} értékeket.

¹³ Lettinga–Hulshoff, 1990.

¹⁴ Sötöman–Ristow–Wentzel–Ekama, 2005.

KÍSÉRLETI EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

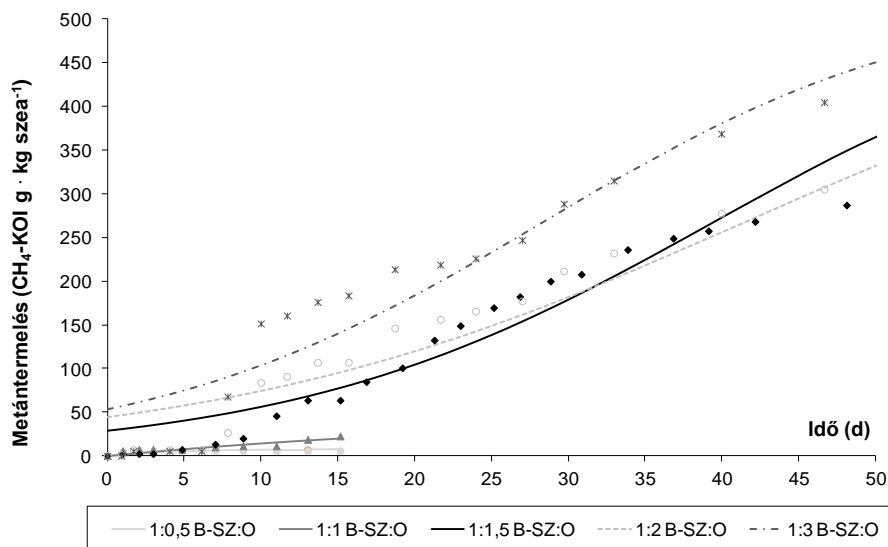
A kísérleti eredményeket két szempont szerint értékeltük:

- oltóanyag arány hatása a metántermelésre,
- reaktortérfogatra vonatkoztatott metántermelés.

Külön grafikonon értékeltük a biohulladék szennyvíziszappal történő együttes kezelését, valamint a szennyvíziszap önálló kezelésének eredményeit.

Oltóanyag arány hatása a metántermelésre

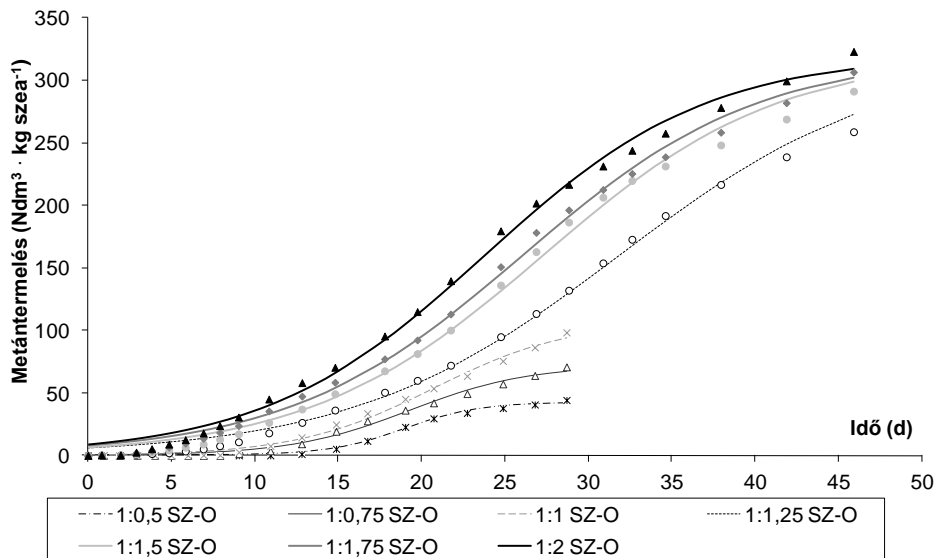
A 2. ábra mutatja az egységnyi szubsztrátra vonatkoztatott (oltóanyag nélkül) biohulladék és szennyvíziszap keverékének összegzett metántermelését.



2. ábra: Összegzett metántermelés egységnyi szubsztrátra vetítve biohulladék és szennyvíziszap együttes kezelése esetén

Az 2. ábrán láthatjuk, hogy az 1:0,5 és 1:1 biohulladék – szennyvíziszap: oltóanyag arányok esetében a reaktorok elsavanyodása miatt nagyon alacsony metántermeléssel számolhatunk. Mivel az optimális oltóanyag arány meghatározását tűztük ki célul, így a vizsgálatot csak a 15. napig végeztük. Legmagasabb metántermelést a legnagyobb oltóanyag aránynál (1:3) értünk el. Az 1:1,5 és 1:2 szubsztrát : oltóanyag arányok között szignifikáns különbségek nem mutathatók ki.

A 3. ábra a szennyvíziszap önálló kezelése esetén mutatja az egységnyi fölösiszapra vetített összegzett metántermelést. Láthatjuk, hogy a szennyvíziszap anaerob lebontása esetén a kezdeti „lag” fázis 10-15 napig tartott. Az oltóanyag arány növelésével a „lag” fázis időtartama csökkent. A 15-30. nap között mértük a legnagyobb metántermelést, mely a 40. nap után jelentős csökkenést mutatott.



3. ábra: Összegzett metántermelés egységnyi szubsztrátra vetítve szennyvíziszap önálló kezelése esetén

Szennyvíziszap önálló kezelése esetén 1:1 szubsztrát : oltóanyag arány esetén ugyancsak elsavanyodtak a reaktorok, mely fékező hatással volt a metántermelésre. Ezeknél a reaktoroknál így a vizsgálatot csak a 28. napig végeztük. A legnagyobb metántermelést ebben az esetben is a legmagasabb, 1:2 szennyvíziszap : oltóanyag arány esetében mértük. Az 1:1,5 és 1:1,75 szubsztrát : oltóanyag keverékek esetén szignifikáns különbségek nem jelentkeztek a metántermelésben.

A 2. táblázat mutatja a biohulladék – szennyvíziszap és a szennyvíziszap önálló kezelése esetén a reakciókinetikai paramétereket.

2. táblázat: Reakciókinetikai paraméterek egységnyi szubsztrátra vetített metántermelés esetén

Szubsztrát : oltóanyag keverési arányok	CH ₄ max (Ndm ³ · kg szea ⁻¹)	k (1 · d ⁻¹)	t ₀ (d)	V _{10d} (Ndm ³ · kg szea ⁻¹ · d ⁻¹)	V _{30d} (Ndm ³ · kg szea ⁻¹ · d ⁻¹)
1:1,5 B-SZ:O	534	0,073	39,47	3,62	8,92
1:2 B-SZ:O	534	0,058	41,42	3,68	6,94
1:3 B-SZ:O	534	0,078	28,30	6,43	10,32
1:1,25 SZ:O	320	0,125	31,89	2,40	9,90
1:1,5 SZ:O	320	0,142	27,29	3,49	10,66
1:1,75 SZ:O	320	0,142	26,08	4,02	10,16
1:2 SZ:O	320	0,150	23,81	5,02	9,25

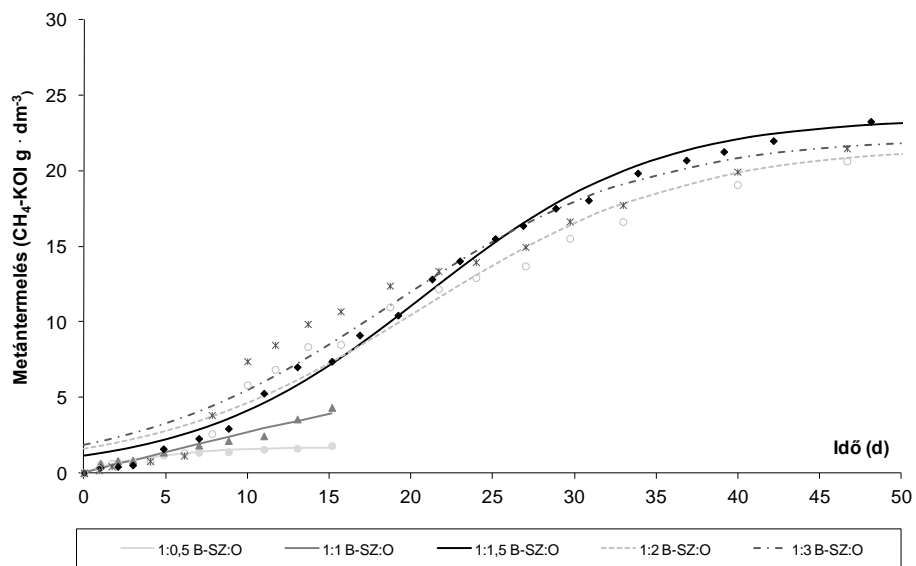
A 2. táblázatból láthatjuk, hogy biohulladék szennyvíziszappal történő együttes kezelése esetén a maximális metántermelés sokkal nagyobb, mint szennyvíziszap önálló kezelése esetén. Ez a biohulladék magas könnyen bontható szerves anyag tartalmával magyarázható. A k reakciósebességi állandó értéke biohulladék – szennyvíziszap együttes kezelése esetén nem mutat nagy eltéréseket, míg szennyvíziszap önálló kezelése esetén az oltóanyag arány növelésével nő. A t_0 értéke az oltóanyag arány növelésével a biohulladék – szennyvíziszap és a szennyvíziszap önálló kezelése esetén is csökkent, mely a kezelési időtartam rövidülését is jelenti. A metántermelés pillanatnyi sebességének összehasonlítása során azt tapasztaltuk, hogy a 10. naphoz tartozó pillanatnyi metántermelés sebessége az oltóanyag arány növelésével jelentősen nőtt a szubsztrát minőségétől függetlenül. A 30. naphoz tartozó pillanatnyi metántermelés sebességei esetén azonban már csak a biohulladék : szennyvíziszap esetén tapasztalunk növekedést az oltóanyag arány növelésével. Szennyvíziszap önálló kezelése esetében már nem mutatható ki az oltóanyag arány növelésének pozitív hatása.

A fentiek alapján megállapítható, hogy biohulladék szennyvíziszappal történő együttes kezelése során az 1:3, míg szennyvíziszap önálló kezelése esetén az 1:2 az optimális szubsztrát : oltóanyag arány. Kérdés, hogy célszerű-e ilyen nagy arányban visszaforgatni az oltóanyagot, mivel a recirkulált oltóanyag a reaktorméret növelését eredményezi. A kérdés megválaszolása céljából a mérési eredményeket egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatva is célszerű értékelni.

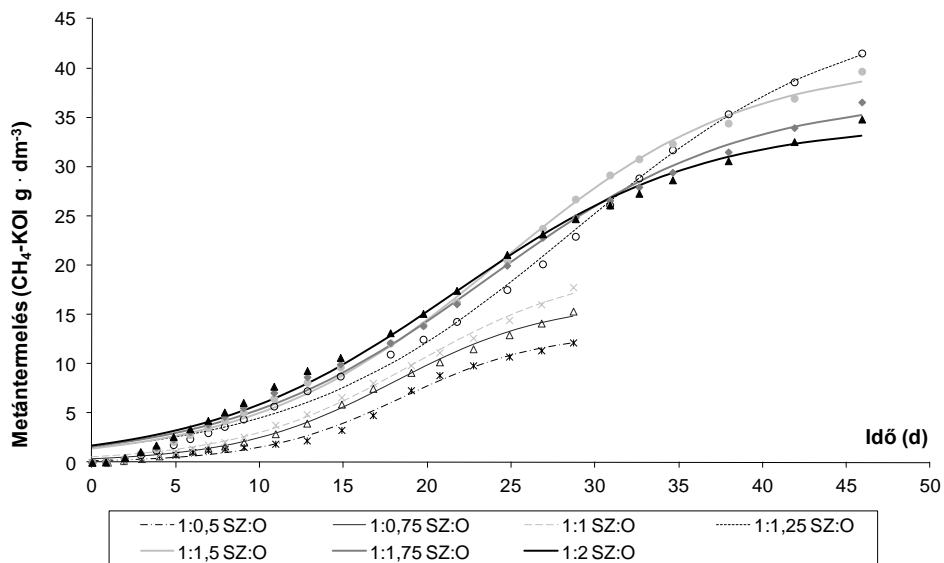
Reaktortérfogatra vonatkoztatott metántermelés

A 4. ábra egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatva mutatja a biohulladék és szennyvíziszap keverék metántermelését. A 4. ábrán jól látható, hogy a 20. napig az 1:3 oltóanyagarány bizonyult a leghatékonyabbnak. A 25. napot követően azonban az 1:1,5 szubsztrát: oltóanyag arány esetén nagyobb metántermeléssel számolhatunk egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatva.

Az 5. ábra szennyvíziszap önálló kezelése esetén mutatja az egységnyi reaktortérfogat által termelt metánt. A vizsgálat 25. napjáig az 1:2 szubsztrát : oltóanyag arány esetében volt a legnagyobb az egységnyi reaktortérfogatra eső metántermelés, azonban szignifikáns különbségek nem mutathatók ki az 1:1,5 és 1:1,75 keverési arányokkal összehasonlítva. A kezelés teljes időtartama alatt azonban az egységnyi reaktortérfogatra eső metántermelés az 1:1,25 keverési arány esetében volt a legnagyobb.



4. ábra: Egységnyi reaktortérfogatra vetített összegzett metántermelés biohulladék és szennyvíziszap együttes kezelése esetén



5. ábra: Egységnyi reaktortérfogatra vetített összegzett metántermelés szennyvíziszap önálló kezelése esetén

A reaktortérfogatra vonatkoztatott metántermeléshez tartozó kinetikai paramétereket mutatja a 3. táblázat. A k reakciósebességi állandó biohulladék és szennyvíziszap kezelése esetén az oltóanyag arány növelésével csökken, míg szennyvíziszap önálló kezelése esetén közel állandó értéket ad. A t_0 értéke továbbra is csökken mindkét szubsztrát esetében az oltóanyag mennyiségének növelésével. Biohulladék és szennyvíziszap együttes kezelésénél a 10. naphoz és 30. naphoz tartozó pillanatnyi metántermelés sebessége jelentősen nem változik. 30. napnál már szembetűnő, hogy az oltóanyag arány növelésének pozitív hatása nem érvényesül. Szennyvíziszap önálló kezelése esetén a 10. naphoz tartozó pillanatnyi sebességek jóval alacsonyabbak, mint a biohulladékkal történő együttes kezelés esetén. Ez a szennyvíziszap kezelése esetén jelentkező hosszabb „lag” fázissal magyarázható. A 30. naphoz tartozó pillanatnyi sebességek az oltóanyag arány növelésével csökkennek. A fentiek alapján megállapítható, hogy egységnyi reaktortérfogatra vetített metántermelés esetén a biohulladék és szennyvíziszap szubsztrát esetén az 1:1,5 keverési arány, a szennyvíziszap önálló kezelése esetén az 1:1,25 keverési arány bizonyult a leghatékonyabbnak.

3. táblázat: Reakciókinetikai paraméterek egységnyi reaktortérfogatra vetített metántermelés esetén

Szubsztrát : oltó- anyag keverési arányok	k ($1 \cdot d^{-1}$)	t_0 (d)	V_{10d} (CH_4 -KOI $g \cdot dm^{-3} \cdot d^{-1}$)	V_{30d} (CH_4 -KOI $g \cdot dm^{-3} \cdot d^{-1}$)
1:1,5 B-SZ:O	0,143	20,8	0,53	0,50
1:2 B-SZ:O	0,123	20,6	0,50	0,48
1:3 B-SZ:O	0,127	18,7	0,59	0,44
1:1,25 SZ:O	0,083	37,7	0,16	0,41
1:1,5 SZ:O	0,086	33,6	0,18	0,42
1:1,75 SZ:O	0,086	32,0	0,18	0,38
1:2 SZ:O	0,086	30,3	0,19	0,36

Optimális oltóanyag aránynak olyan értéket kell választanunk, ahol nem kell számolnunk a reaktorok elsavanyodásával, jelentős az egységnyi reaktortérfogatra eső metántermelés és minél kisebb a reaktortérfogatot kell alkalmaznunk. A biohulladék és szennyvíziszap együttes kezelése esetén 1:1,5, szennyvíziszap önálló kezelése esetén 1:1,25 az optimális szubsztrát: oltóanyag arány.

ÖSSZEFOGLALÁS

A vizsgálat eredményei alapján megállapítottuk, hogy a Biocel technológia egyaránt alkalmas a szennyvíziszap önálló kezelésre és szennyvíziszap biohulladékkal (konyhai és zöldhulladék) történő együttes alkalmazására is. Alacsony oltóanyag arány esetén a reaktor elsavanyodásával kell számolnunk. Az együttes kezelésnél a biohulladék-szennyvíziszap: oltóanyag arány 1:1,5, az önálló kezelésnél a szennyvíziszap: oltóanyag arány 1:1,25 volt az optimális, mely

figyelembe veszi a minél magasabb szerves anyag degradációt, valamint az egy-ségnyi reaktortérfogatból termelhető metán mennyiségét is.

Irodalom

Batstone, D. J.–Keller, J.–Angelidaki R. I.–Kalyuzhnyi S.V.–Pavlostathis S.G.–Rozzi A.–Sanders W.T.M.–Siegrist H.–Vavilin V. A.: *Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1) Scientific and Technical Report No. 13 IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Wastewater*. IWA Publishing, London, England, 2002. 88.

Benedek Pál–Major Veronika–Réczey Gusztáv–Takács Imre: *Biotechnológia a környezetvédelemben*. Műszaki Könyvkiadó, Bp., 1990.

Biotechnion: *Department of Environmental Biotechnology*. Wageningen Agricultural University, The Netherlands, 1996. 27.

Brummeler ten E.–Horbach, H. C. J. M.–Koster I.W.: *Dry anaerobic batch digestion of the organic fraction of municipal solid-waste*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 1991, 50 (2) 191–209.

Brummeler ten E.: *Dry Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste*. Doctoral Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands, 1993. 64.

Brummelet ten E.–Aarnink M. M. J.,–Koster I.W.: *Dry anaerobic-digestion of solid organic waste in a BIOCEL reaktor at pilot-plant scale*. Water Science and Technology, 1992. 25 (7), 301–310.

Ghosh S.–Klass D. L.: *Two-phase anaerobic digestion*. Process Biochemistry, 1978. 13(4) 15–24.

Gujer W.–Zehnder A. J. B.: *Conversion processes in anaerobic digestion*. Water Science and Technology, 1983. 15. 127–167.

Juhász Endre: *Útmutató a települési szennyvíziszap telepi előkezeléséhez*. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Környezeti Elemek Védelmének Főosztálya, Bp., 2002.

Lettinga, G. and Hulshoff Pol L. W.: *Basic aspects of anaerobic wastewater treatment technology*. in: *Anaerobic reactor technology*. International Course on Anaerobic Waste Water Treatment, Wageningen Agricultural University 1990. 65.

Polyák László Balázs: *Szeged és térsége szerves hulladékainak anaerob kezelése*. Szakdolgozat, Eötvös József Főiskola, Baja, 2003.

Simon Miklós: *Települési szerves hulladékok kezelése és hasznosítása*. PhD értekezés. Debreceni Egyetem, Agrártudományi Centrum, Mezőgazdaságtudományi Kar, Környezetmérnöki Intézet, Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék, Debrecen, 2000.

Sötemann, S.–Ristow, N.–Wentzel, M.–Ekama G.: *Integrated chemical/physical and biological processes modelling: part 2 – anaerobic digestion of sewage sludges*. Water SA, 2005. 31(4), 545–568.

Tchobanoglous George–Theisen Hilary–Vigil S. A.: *Integrated Solid Waste Management*. Chapter 9, McGraw-Hill, New York, 1993.

Kézirat leadva: 2011. december

Vadkerti Edit–Nyárády Kata–Mátrai Ildikó

TARSA FAJOK NUMERIKUS TAXONÓMIAI
VIZSGÁLATA

BEVEZETÉS

A tarszák (*Isophya*) az egyenszárnyúakon belül a lomhaszöcskékhez tartoznak (Orthoptera, Tettigonioidea, Phaneropteridae). Az *Isophya* (Brunner von Wattenwyl 1878) genusnak több mint 45 faja van Európában¹⁵. Ebben a régióban a fajok azonosítása szempontjából a legproblematikusabb Tettigonioidea csoport. Az *iszosz* görög eredetű szó, egyenlőt, hasonlót jelent, míg a *phüo* jelentése: nemz. Az *Isophya* név arra utal, hogy a genusba tartozó fajokat nehéz elkülöníteni egymástól.

A védett kárpáti tarsza (*I. camptoxypha* (Fieber, 1853)) a Kárpátok endemikus, karakterisztikus faja. Megtalálható Szlovákiában, Lengyelországban, Ukrajnában, Romániában és Ausztriában.

A fokozottan védett magyar tarsza (*I. costata* Brunner von Wattenwyl, 1878) diszjunkt elterjedésű, a Kárpát-medencére nézve endemikus, posztglaciális reliktum fajunk¹⁶. Magyarország legkorábban kikelő egyenszárnyúja. A Bécsi-medencétől keletre Nyugat-Erdélyig megtalálható, de elterjedési területének nagyobb része Magyarországra esik.

Az erdei tarsza (*I. kraussi*) Németországban, Ausztriában, Lengyelországban, Csehországban, Szlovákiában és Magyarországon fordul elő.

A védett pusztai tarsza (*I. modesta* (Frivaldszky, 1867)) főleg észak-kelet balkáni elterjedésű, posztglaciális reliktum fajunk. Kimutatták Szlovákiából, Ukrajnából, Romániából is, Erdélyben általánosan elterjedt.

A védett illír tarsza (*I. modestior* Brunner von Wattenwyl, 1882) két, egymástól elkülönülő areában található. Az észak- és nyugat-balkáni elterjedésébe Szerbia, Macedonia, Nyugat-Bulgária és Montenegro tartozik. Ettől nyugatabbra Szlovéniában, Olaszországban és Ausztriában él¹⁷.

A fokozottan védett Stys tarszája (*I. stysi* Čejchan, 1958) Kárpát-medencei endemizmusnak tekinthető, előfordul Szlovákiában, Lengyelországban, Ukrajnában és Erdélyben is. Magyarországon a Duna vonalától keletre élnek izolált, reliktum jellegű populációi.

Az *Isophya* fajok rövid szárnyúak, röpképtelenek, és emiatt gyenge a kolonizációs képességük¹⁸. Jelenlétük egy adott élőhelyen természeti értéknek tekinthető, érzékenyek a zavarásra, előnyben részesítik a természetközeli, teljes borítású, többretegű, dús növényzetű gyepeket, bozótosokat.

Az *Isophya* genus hímjeiknek – ellentétben más szöcske családok tagjaival – nincsen szklerotinizált belső ivarszerve, amely segítené az azonosításukat. A

¹⁵ Heller–Orci–Grein–Ingrisch, 2004.

¹⁶ Varga, 1995.

¹⁷ Nagy–Heller–Orci–Szövényi, 2003.

¹⁸ Szövényi–Nagy–Orci, 2001.

hímek cercusának alakja – melyet szintén gyakran használnak a határozáshoz – meglehetősen egyszerű és nem mutat nagy változékonyságot. Az *Isophya* fajok ennek következtében a cercus görbülete, a pronotum, a szárnyak és a tojócső sokszor árnyalatnyi különbsége alapján azonosíthatók morfológiájuk alapján. Elkülönítésüket nehezíti, hogy több fajuk is együtt fordulhat elő. A fajok legbiztosabban énekük alapján azonosíthatók. Cirpelésük az ultrahang közeli tartományba esik, így sokak számára nem is hallható.

Sok esetben a „komplikált” csoportok nehéz elkülönítése az intraspecifikus variabilitás nem megfelelő ismeretéből ered¹⁹. Bár az *Isophya* fajok kutatása napjainkban is sok problémát vet fel, populációik morfológiai variabilitásáról mégis keveset tudunk. Napjaink taxonómiája még mindig inkább fenológiai hasonlóságokra támaszkodik, mint diszkrét karaktereken alapuló filogenetikai analízisre. Ennek főként praktikus oka van, mint például a diszkrét karakterek hiánya, vagy nehéz vizsgálata.

Munkánk célkitűzése volt, hogy a tarsza fajok morfológiai bélyegei alapján megállapítsuk, hogy statisztikailag mely bélyegek szerint különülnek el a legjobban a fajok; számszerűsítsük az elkülönülés mértékét valamint diagnosztikus taxonómiai jellegeket mutassunk ki.

MÓDSZEREK

Állatok gyűjtése és preparálása

A morfometriai mérésekhez az állatokat fűhálózással, egyedi megkereséssel és hang alapján gyűjtöttük be 1998 és 2004 között. Az állatok preparálásakor a morfometriai vizsgálatokhoz használt testrészeket 75%-os alkoholba helyeztük.

Hímek esetében a hat *Isophya* faj 17 populációját (296 egyed) vizsgáltuk meg hat különböző földrajzi régióból. Az *I. camptoxypha* 28 egyede a mecseki Hetvehelyről (22) és Püspökszentlászlóról (6), az *I. costata* hat populációja (101) a mecseki Orfúrról (30), Kovácsszénájáról (32), Püspökszentlászlóról (14), a Baranyai-Dombságból Kékesdről (9) és Erzsébetről (7), valamint a Villányi-hegységből a Nagy-hegyről (9) származott. Az *I. modesta* 78 egyedét a mecseki Misináról (29), Kővágószőlősről (24), Egregyi-völgyből (9), valamint a villányi-hegységi Csukmárról (16) gyűjtöttük. Az *I. modestior* minták a mecseki Kovácsszénájáról (12) származnak. Az *I. kraussi* 25 egyedét az Aggteleki-karszton gyűjtötték. Az *I. stysi* 25 példánya a szatmár-beregi Kaszonyi-hegyről, 7 pedig a Zempléni Gyertyánkútról származott.

A nőtények 131 egyedét 10 populációból gyűjtöttük. Az *I. camptoxypha* Hetvehelyről (15), az *I. costata* egyedek pedig Kovácsszénájáról (8), Püspökszentlászlóról (12), Erzsébetről (8) származtak. Az *I. kraussi* két populációja az Aggteleki-karsztról (24) és Gyertyánkútról (5) származott. A két *Isophya modesta* populációi mecsekiek voltak, egyik a Misináról (21) másik Kővágószőlősről (11). Kovácsszénáján fogtuk az *I. modestior* egyedeket (13). Az *I. stysi* (10) egy mintája a Kaszonyi hegyen lett gyűjtve.

¹⁹ Blatckith–Kevan, 1967.

Mért jellegek

A morfometriai méréseket 0.01 mm pontossággal, mikrométer okulárral ellátott Nikon típusú sztereomikroszkóppal végeztük. A jellegek megválasztásánál szempont volt, hogy ép, egészben lévő állatokon is mérni lehessen. Mivel a kiválasztott testrészek egy része közel sem kétdimenziós (pronotum, hímek szárnya) a mérési hiba kiküszöbölése miatt olyan jellegeket választottunk, melyek két dimenzióban mérhetőek. A mérés során átlátszó fóliát fektettünk a mérni kívánt testrészeire, hogy az lehetőleg minél jobban síkban kiterüljön és így csökkentjük a mérési hiba mértékét. A kiugró mérettel (pl. torz növéssű szárny) rendelkező egyedek adatait nem töröltük az adatbázisból.

A hímeknél 11 jelleget mértünk:

1. FH (femur hosszúság): a harmadik femur hosszúsága.
2. FS (femur szélesség): a harmadik femur legnagyobb szélessége.
3. PH (pronotum hosszúság): a pronotum hossza a testtengely vonalában.
4. PS (pronotum szélesség): a pronotum háti és oldalsó része közötti két oldalvonal távolsága a testvégi szélek között.
5. JH (jobb tegmen hosszúság): a testtengely vonalában mért legnagyobb távolság a jobb szárnyon.
6. JS (jobb tegmen szélesség): a szárny bal oldali legszélső pontja és a costa ér közt mért távolság a testtengelyre merőleges vonalban a jobb szárnyon.
7. BH (bal tegmen hosszúság): a testtengely vonalában mért legnagyobb távolság a bal szárnyon.
8. BS (bal tegmen szélesség): a szárny jobb oldali legszélső pontja és a costa ér közt mért távolság a testtengelyre merőleges vonalban a bal szárnyon.
9. CH (cercus hosszúság): a cercus két legtávolabbi pontja közt mért távolság.
10. SH („subgenitális lemez hosszúság”): a subgenitális lemez két csúcsa közt lévő bevágás mélysége.
11. SS („subgenitális lemez szélesség”): a subgenitális lemez két csúcsa közt mért távolság.

A nőstényeknél 10 jelleget mértünk:

1. FH (femur hosszúság): a harmadik femur hosszúsága.
2. FS (femur szélesség): a harmadik femur legnagyobb szélessége.
3. PH (pronotum hosszúság): a pronotum hossza a testtengely vonalában.
4. PS (pronotum szélesség): a pronotum két oldalvonalának távolsága a testvégi szélek között.
5. JH (jobb tegmen hosszúság): a testtengely vonalában mért legnagyobb távolság a jobb szárnyon.
6. JS (jobb tegmen szélesség): a jobb szárny legnagyobb szélessége a testtengelyre merőleges vonalban.
7. BH (bal tegmen hosszúság): a testtengely vonalában mért legnagyobb távolság a bal szárnyon.
8. BS (bal tegmen szélesség): a bal szárny legnagyobb szélessége a testtengelyre merőleges vonalban.
9. TH (ovipositor hosszúság): a tojócső két legtávolabbi pontjának távolsága.
10. TS (ovipositor szélesség): a tojócső legkisebb szélessége (kb. a középső harmadba esik).

Statisztikai módszerek

Az adatok statisztikai értékeléséhez az SPSS 11.0 programot használtuk. Az adatbázisban nem voltak hiányzó adatok.

A diszkriminancia analízist egy olyan ordinációs módszer, mely megmutatja és leírja a csoportcentroidok közti különbséget (ebben az esetben fajok közötti), mely a csoportok közötti összesített variancia-covariancia mátrixból származtatott sajátvektor (eigen vektor) segítségével. A módszer²⁰ a következő kérdésekre adhat választ:

- Kimutatható-e szignifikáns különbség a csoportok (jelen esetben a fajok) között több kvantitativ tulajdonság együttes figyelembevételével.
- Az egyedek besorolásának helyességét a változók alapján ellenőrizzük. Vizsgáljuk, hogy az egyedek mekkora biztonsággal sorolhatók be az egyik vagy másik csoportba.
- Keressük a függvényeket (kanonikus változókat), amelyekkel eldönthetjük, hogy egy adott egyed mely csoportba sorolható be.
- A csoportok középértékét kiszámítva számszerűsíteni tudjuk azok távolságát (Mahalanobis távolság).
- Vizsgáljuk, hogy a csoportok távolságait mely változók határozzák meg.

EREDMÉNYEK

Hímek

Az egyváltozós F-statisztika mind a 11 mért jelleg esetén szignifikáns különbséget mutatott ($df_1=5$, $df_2=290$, $p<0.0001$). A Wilks' Lambda- (a belső és a teljes négyzetösszeg hányadosa) és az F értékek az 1. táblázatban láthatók. (Minél kisebb a Lambda érték, annál nagyobb a diszkrimináló ereje.)

1. táblázat. A csoportátlagok egyenlőségének tesztelése.

<i>Jelleg</i>	<i>Wilks' Lambda</i>	<i>F</i>
<i>PH</i>	0.219	207.4
<i>PS</i>	0.176	271.3
<i>FH</i>	0.252	172.6
<i>FS</i>	0.287	143.9
<i>JH</i>	0.047	1171.5
<i>JS</i>	0.079	673.1
<i>BH</i>	0.051	1083.8
<i>BS</i>	0.051	1074.8
<i>CH</i>	0.271	155.8
<i>SH</i>	0.548	47.8
<i>SS</i>	0.701	24.7

²⁰ Sváb, 1981.

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

A szárnyak hosszúságának és szélességének a legkisebbek a Wilks' Lambda értékei. Ez azt jelenti, hogy a hat faj együttes vizsgálata esetén a mért jellegek közül ezek azok a bélyegek, melyek legkevésbé homogének. A szárnyméretek után a pronotum hosszúsága és szélessége diszkriminálnak legjobban. A szubgenitális lemez bevágásának a mélysége és szélessége különítik el legkevésbé a hat fajt.

A Wilks' Lambda értékei az egyes diszkriminacia-függvényekhez vannak hozzárendelve ($p < 0.0001$). A program az első öt diszkrimináló függvényt alkalmazta a csoportosításhoz. A függvények együtt szignifikáns különbségeket produkálnak a hat faj között (Wilks' Lambda=0.000, Chi-négyzet=2396,5, df=55). A program mindig egy függvényt kihagyva végzi el a tesztet. Önmagában még az ötödik függvénynek is szignifikáns a diszkrimináló ereje (Wilks' Lambda=0.775, Chi-négyzet=73,0, df=7).

A 2. táblázat sajátérték (*eigenvalue*) oszlopában a diszkrimináló függvények által megmagyarázott és a megmagyarázatlanul hagyott heterogenitás hányadosa szerepel. A Variancia % oszlopban a teljes megmagyarázott hányadot 100 százalékának tekintve azt láthatjuk, hogy az adott függvény hány százalékát magyarázza meg a varianciának. Az első függvény a teljes variancia 60.3%-át már megmagyarázza.

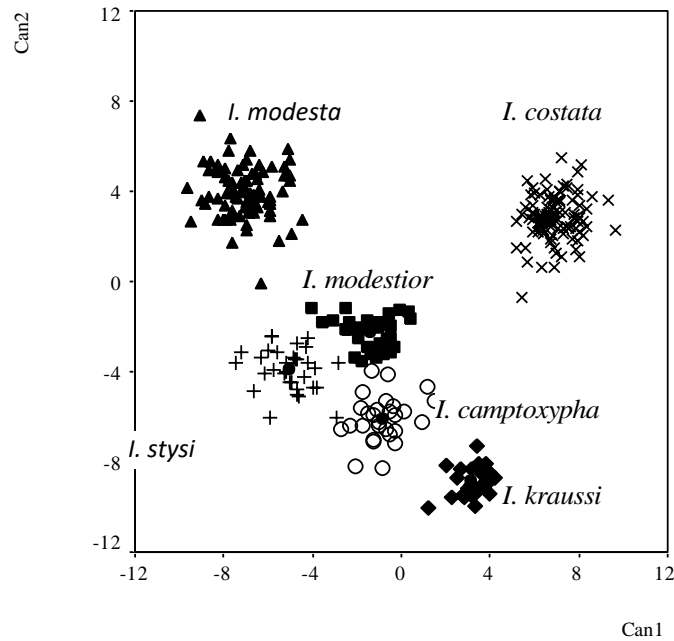
2. táblázat: A függvények sajátértékei

Függvény	Sajátérték	Variancia%	Kumulatív %
1	34.106	60.3	60.3
2	19.572	34.6	94.8
3	2.186	3.9	98.7
4	0.446	0.8	99.5
5	0.290	0.5	100.0

A négy faj jól elkülöníthető diszkrét csoportokat alkot a diszkrimináló topológiai térben (1. ábra). Az *I. costata* már az első függvény alapján is jól elhatárolható a többi fajtól. Az *I. modesta* a második függvény alapján válik el azoktól a fajoktól, melyekkel átfed az egyes tengely mentén.

A függvények jelentéséhez a *Structure matrix*-ban (3. táblázat) található adatok visznek közelebb bennünket. A mátrix elemei az egyes diszkrimináló függvények és a mért jellegek közötti, csoportonkénti átlagolt Pearson-féle lineáris korrelációk.

Ennek megfelelően az első diszkrimináló függvényt úgy értelmezhetjük, mint egy olyan skálát, amelynek pozitív irányultságú részén a széles szárnyú-, negatív irányultságú részén pedig a hosszú szárnyú fajok helyezkednek el. A második diszkrimináló függvény egy olyan egyenest feszít ki, melyen a nagy pozitív értékek a nagyobb testméreteket jelentik. A szárnyakra értelmezve ezt úgy is megfogalmazhatjuk, hogy az első tengely az alak-, a második a nagyság alapján diszkriminál.



1. ábra. Kanonikus változók alapján csoportosított hím *Isophya* egyedek diszkriminancia topológiája. ○: *I. camptoxypha*, ×: *I. costata*, ◊: *I. kraussi*, Δ: *I. modesta*, □: *I. modestior*, +: *I. stysi*, •: csoportcentroidok.

3. táblázat. Structure matrix.

Jelleg	Függvények				
	1	2	3	4	5
JH	-0.37	0.89*	0.068	-0.01	0.05
BH	-0.33	0.88*	0.094	-0.14	0.11
BS	0.39	0.82*	0.113	-0.24	-0.02
JS	0.25	0.69*	0.076	0.32	0.08
PS	0.11	0.46*	0.145	0.40	-0.07
PH	0.06	0.40*	0.347	0.16	0.14
CH	-0.08	0.21	0.858*	0.16	-0.12
SS	0.04	0.03	0.393*	-0.26	0.06
FH	-0.06	0.36	0.201	0.55*	0.24
FS	0.11	0.31	-0.027	0.34	0.67*
SH	0.01	0.11	0.459	-0.14	0.59*

*Legnagyobb abszolút korreláció az adott jelleg és bármely diszkrimináló függvény között

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

Ennek megfelelően az első diszkrimináló függvényt úgy értelmezhetjük, mint egy olyan skálát, amelynek pozitív irányultságú részén a széles szárnyú-, negatív irányultságú részén pedig a hosszú szárnyú fajok helyezkednek el. A második diszkrimináló függvény egy olyan egyenest feszít ki, melyen a nagy pozitív értékek a nagyobb testméreteket jelentik. A szárnyakra értelmezve ezt úgy is megfogalmazhatjuk, hogy az első tengely az alak-, a második a nagyság alapján diszkriminál.

A fajok csoport centroidjai az öt kanonikus változóra (4. táblázat) azt mutatják, hogy az egyes tengely mentén az *I. costata* és *I. modesta* vannak legtávolabb, a kettes tengely mentén az *I. costata* és *I. modesta* csoport elkülönül az *I. camptoxypha* és *I. modestior* csoporttól.

4. táblázat. A csoportcentroidok koordinátái.

Faj	Függvények				
	1	2	3	4	5
<i>I.</i>	-0.798	-6.122	-0.485	1.794	0.189
<i>I. costata</i>	6.929	2.839	0.321	0.022	0.083
<i>I. kraussi</i>	3.188	-8.870	-2.615	-1.114	0.338
<i>I. modesta</i>	-7.060	3.906	-0.982	-0.055	0.120
<i>I. modestior</i>	-1.391	-2.297	0.478	-0.164	-1.484
<i>I. stysi</i>	-5.063	-3.900	3.371	-0.471	0.499

A csoportcentroidok segítségével kiszámíthatjuk a fajok Mahalanobis távolságát (D^2). Ezek az értékek (5. táblázat) az összes tengely mentén mért távolságokból számítva megadják fajpáronként a csoportok távolságait a következő képlet szerint: $D_{ij}^2 = \sum |d_{ij}|^2$. A mért jellegek alapján az *I. camptoxypha*, *I. modestior* és *I. stysi* állnak egymáshoz a legközelebb. Az *I. costata*, *I. kraussi* és *I. modesta* nemcsak tőlük, hanem egymástól is távol vannak.

5. táblázat. A fajok Mahalanobis távolságai (D^2) hímek morfometriája alapján.

Faj	<i>I. costata</i>	<i>I. kraussi</i>	<i>I. modesta</i>	<i>I. modestior</i>	<i>I. stysi</i>
<i>I. camptoxypha</i>	143.81	36.45	143.44	22.54	43.22
<i>I. costata</i>		161.07	198.54	98.11	198.9
<i>I. kraussi</i>			272.18	77.96	129.0
<i>I. modesta</i>				75.33	84.18
<i>I. modestior</i>					28.45

A 296 hím egyed 99.3 %-át az apriori csoportosításnak megfelelően osztályozta az analízis a mért jellegek alapján.

Az *I. costata*, *I. kraussi*, *I. modesta* és *I. modestior* egyedeket 100%-ban az apriori csoportosításnak megfelelő fajba sorolta az analízis. Az *Isophya camptoxypha* egy példánya morfometriája alapján az *I. modestior* fajba került, míg az *I. stysi* szintén egy egyede az *I. camptoxypha* fajba lett átsorolva.

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

A diszkriminancia analízis a szárnyjellegek és a pronotum mérete alapján csoportosította elsősorban a hímeket. Az *I. costata* fajt viszonylag hosszú, és kifejezetten széles szárnya, az *I. modesta* egyedeket pedig kiugró hosszúságú szárnyuk különíti el a többi fajtól.

Nőstények

A mért jellegek 100%-a ($p < 0.01$) korrelál egymással, amennyiben a 11 jelleg páronkénti Pearson-féle lineáris korrelációját nézzük. A pronotum szélességének (PS), a femur hosszúságának (FH) és a szárnyak értékeinek (JH, JS, BH, BS) páronként magasak a korrelációs értékei (0.85-0.99). Legmagasabb (0.99) a két szárny (JH-BH) hosszúságának korrelációja, amely a jobb és bal oldali jellegek teljes szimmetriájára utal. A magas korrelációs értékek jelzik, hogy a vizsgált fajoknál általános tendencia a mért jellegek testméret függősége és általában a két oldali szárny alakja közötti hasonlóság.

A Wilks' Lambda- és F értékek a 6. táblázatban láthatók.

6. táblázat. A csoportátlagok egyenlőségének tesztelése.

Jelleg	Wilks' Lambda	F
PH	0.408	35.1
PS	0.147	139.9
FH	0.097	226.6
FS	0.322	51.0
JH	0.132	159.0
JS	0.123	172.7
BH	0.126	168.0
BS	0.115	185.4
TH	0.040	578.1
TS	0.628	14.3

Az egyváltozós F-statisztika mind a 11 mért jelleget tekintve szignifikáns különbséget mutatott ($df_1=5$, $df_2=121$, $p < 0.0001$) a csoportátlagok között.

A legnagyobb diszkrimináló ereje a tojócső hosszúságnak (0.040), valamint a femur hosszúságnak van (0.097). Legkevésbé a tojócső szélessége különíti el a fajokat (0.628).

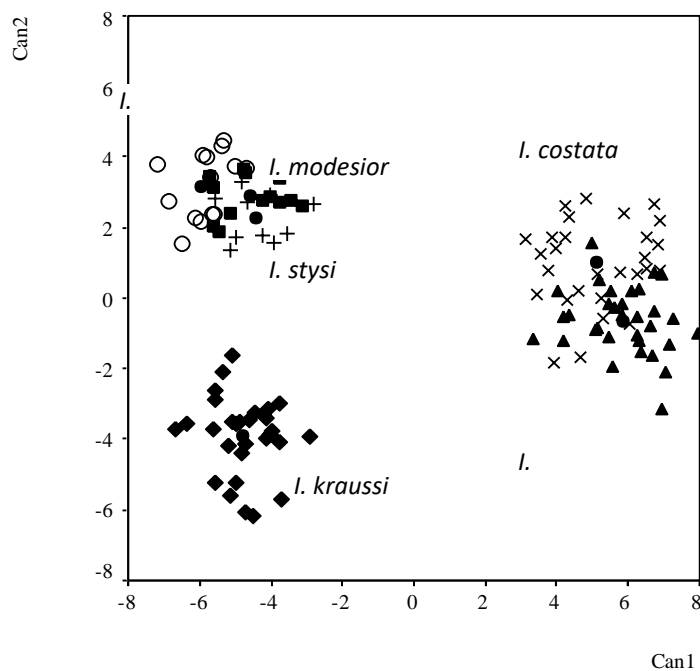
Az első öt diszkrimináló függvény vett részt a csoportosításban. A Wilks' Lambda értékei alapján az első négy esetben magas a függvények diszkrimináló ereje ($p < 0.0001$).

A függvények sajátértékei (7. táblázat) szerint az első függvény a variabilitás 78.8%-át magyarázza meg, a második függvénnyel együtt ez az érték már 96.7%.

Az *I. costata* és *I. modesta* elkülönül a többi fajtól az első tengely mentén. A második tengely mentén az *I. camptoxypha*, *I. modestior* és *I. stysi* közel állnak egymáshoz, míg az *I. kraussi* egyedei jól körülhatárolható diszkrét csoportot alkotnak. A négy faj elkülönülése a diszkrimináló topológiai térben a 2. ábrán látható.

7. táblázat. A függvények sajátértékei.

Függvény	Sajátérték	Variancia%	Kumulatív %
1	28.801	78.8	78.8
2	6.528	17.9	96.7
3	0.801	2.2	98.9
4	0.311	0.9	99.8
5	0.086	0.3	100.0



2. ábra. Kanonikus változók alapján csoportosított nőstény *Isophya* egyedek diszkriminancia topológiája. ○: *I. camptoxypha*, ×: *I. costata*, ◇: *I. kraussi*, Δ: *I. modesta*, □: *I. modestior*, +: *I. stysi*, •: csoportcentroidok.

A Structure matrix-ban (8. táblázat) található az egyes diszkrimináló függvények és a mért jellegek közötti, csoportonkénti átlagolt Pearson-féle lineáris korrelációk.

Az első tengely esetében a korrelációs értékek mind pozitívak. Kiemelkedő közülük a tojócső hosszúságának és a femur hosszúságának értékei (TH: 0.90; FH: 0.51), melyek itt érik el maximumukat. Ez alapján kijelenthetjük, hogy a tengely a tojócső és a femur hossza alapján választja szét a fajokat. A kettes tengely pozitív irányultsága a femur hosszúsága és a szárnyméretek nagysága, míg a

negatív irányultsága a rövid tojócső irányába diszkriminál. Ezt úgy értelmezhetjük, hogy az *I. costata* és *I. modesta* hosszú tojócsővével és viszonylag nagy méretével elkülönül a rövidebb tojócsővű, de szintén nagy méretű *I. camptoxypha*, *I. modestior* és *I. stysi* fajoktól, míg az *I. kraussi* minden tekintetben kis méreteivel alkot diszkrét halmazt.

8. táblázat. Structure matrix.

Jelleg	Függvények				
	1	2	3	4	5
TH	0.90*	-0.29	-0.21	0.06	0.17
FH	0.51*	0.51	0.28	0.05	0.34
BS	0.43	0.58*	0.08	0.43	-0.51
BH	0.40	0.58*	0.18	-0.43	0.07
JH ^a	0.45	0.53*	0.17	-0.36	0.05
JS ^a	0.42	0.45*	-0.06	0.09	-0.14
FS ^a	0.17	0.31*	-0.00	0.14	0.09
PS	0.35	0.54	-0.57*	0.07	0.27
PH	0.19	0.19	0.34*	0.32	0.30
TS	0.10	0.11	-0.29	0.56*	0.45

*Legnagyobb abszolút korreláció az adott jelleg és bármely diszkrimináló függvény között; a: nem szerepel az analízisben.

9. táblázat. A csoportcentroidok koordinátái.

Faj	Függvények				
	1	2	3	4	5
<i>I. camptoxypha</i>	-5.955	3.161	-1.419	0.269	-0.370
<i>I. costata</i>	5.120	0.969	0.781	0.667	-0.103
<i>I. kraussi</i>	-4.769	-3.898	0.125	0.160	-0.072
<i>I. modesta</i>	5.855	-0.672	-0.732	-0.515	0.062
<i>I. modestior</i>	-4.567	2.871	0.106	0.098	0.736
<i>I. stysi</i>	-4.371	2.270	1.785	-1.213	-0.290

A csoportcentroidok (9. táblázat) koordinátái alapján számítottuk a fajok Mahalanobis távolságát (10. táblázat). A mért jellegek alapján az *I. camptoxypha*, *I. modestior* és *I. stysi* állnak egymáshoz a legközelebb. Az *I. costata*, *I. modesta* csoport valamint az *I. kraussi* nemcsak tőlük, hanem egymástól is távol vannak.

10. táblázat. A fajok Mahalanobis távolságai (D^2) nőtények mortometriája alapján.

<i>faj</i>	<i>I. costata</i>	<i>I. kraussi</i>	<i>I. modesta</i>	<i>I. modestior</i>	<i>I. stysi</i>
<i>I. camptoxypha</i>	132.53	53.63	155.37	5.588	15.79
<i>I. costata</i>		122.17	6.95	98.94	96.33
<i>I. kraussi</i>			124.50	45.87	42.90
<i>I. modesta</i>				122.70	120.17
<i>I. modestior</i>					5.99

Az *Isophya* fajok nőtény egyedeinek 97.6 %-át az apriori csoportosításnak megfelelően osztályozta az analízis a mért jellegek alapján. Az *I. camptoxypha*, *I. kraussi* és *I. modestior* egyedek 100%-ban a megfelelő fajba kerültek. Az *I. costata* és *I. modesta* egy-egy példánya „helyet cserélt”, míg szintén egy *I. stysi* egyed az *I. modestiorok* közé került.

EREDMÉNYEK MEGVITATÁSA

A mért jellegek minimum és maximum értékei alapján a nőtényeknél öt, a hímeknél három karaktert találtunk, amelyek statisztikailag elkülönítő bélyegnek bizonyultak valamely fajnál. Az eltérések azonban oly kismértékűek voltak, hogy gyakorlati jelentőségük nincs.

Annak ellenére, hogy kevés diagnosztikus jelleget találtunk, az adatok sokváltozós elemzése azt mutatta, hogy a hat faj jól elkülönül egymástól mind a két nem esetében. A diszkriminancia analízisben az egyedek fajokba sorolásának a sikere hímeknél 99.3% volt a szárnyak mérete és alakja alapján. Nőtények esetében, ahol a tojócső és a femur hosszúsága volt elsődlegesen az osztályozás alapja, az egyedek 97.6% került a megfelelő csoportba.

Irodalom

Klaus-Gerhard Heller–Orci Kirill Mark–Günter Grein–Sigfrid Ingrisch: *The Isophya species of Central and Western Europe (Orthoptera: Tettigonioidea: Phaneropteridae)*. Tijdschrift Entomologie, 2004. 147. 237–258.

Nagy Barnabás–Klaus-Gerhard Heller–Orci Kirill Mark–Szövényi Gergely: *Neue Daten zum Vorkommen von Isophya-Arten (Orthoptera: Tettigonioidea) im östlichen Alpenvorland*. Mitteilungen der Schweizerischen entomologischen Gesellschaft, 2003. 76. 161–172.

Robert E. Blackith–D. Keith McE. Kevan: *A study of the Genus Chrotogonus (Orthoptera): VIII. Patterns of variation in external morphology*. Evolution, 1967. 21/1. 76–84.

Sváb János: *Biometriai módszerek a kutatásban*. Mezőgazdasági, Bp., 1981. 221–225.

Szövényi Gergely–Nagy Barnabás–Orci Kirill Márk: *Isophya szöcskepopulációk Magyarországon*. In: Isépy István–Korsós Zoltán–Papp László (szerk.): *II. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium*. Magyar Biológiai Társaság és Magyar Természettudományi Múzeum, Bp., 2001. 255–258.

Varga Zoltán: *Geographical patterns of biological diversity in the Palearctic region and the Carpathian Basin*. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae, 1995. 41. 71–92.

Kézirat leadva: 2014. december

**Rózsáné Szűcs Beatrix–Mátrai Ildikó–Füleky György–
Kökény István**

LECSAPOLÁS HATÁSA A GARAI SÓSTÓ NÖVÉNYZETÉRE ÉS TALAJÁRA

BEVEZETÉS

Magyarországon „ex lege” védelem alatt állnak a szikes tavak, mely fogalom-meghatározásba a legkülönfélébb szikes vízi és vizes élőhelyek egyaránt beletartoznak: „Szikes tónak tekinthetők Magyarországon mérettől, vízmélységtől, művelési ágtól és vegetációborítástól függetlenül azok a természetes vagy természetközeli vizes élőhelyek, illetve medrek, melyek időszakosan vagy alkalmilag legalább 600 mg/l oldott sótartalmú, Na-ion dominanciájú felszíni vízzel borítottak”.¹

A magyarországi szikes vizek kiemelkedő természetvédelmi értéket képviselnek. Egyrészt mivel Euráziában a szikes állóvizek földrajzi elterjedése itt éri el nyugati határát. Másrészt a vizes élőhelyeknek ez a típusa speciálisan sótűrő, illetve sókedvelő élővilággal rendelkezik, nemcsak számos védett és ritka növényfaj előfordulási helye, hanem a vízimadarak nemzetközi jelentőségű vonuló- és pihenőhelye is.²

A magyarországi szikes tavak keletkezése változatos, eredetük szerint lehetnek ősi folyómedrek, szélbarázdák, illetve sztyepptalak. A talajvíz-eredetű magas oldott sótartalom jellemzi őket, elsősorban nátrium- és hidrokarbonátionokban gazdagok, de a kémiai komponensek a talaj és az eltérő egyéb környezeti tényezők következtében nagyfokú egyedi és szezonális változatosságot is mutatnak.³ Magyarországon a legtöbb szikes tó a Duna-Tisza közti homokhátságon található, azonban a térség déli, löszös területein kevés helyen alakultak ki szikes tavak.

Szakirodalom szerint a szikesek növényzetét befolyásolja a vízborítottság mértéke, a termőhely talajtípusai, talajtulajdonságok (sótartalma, vezetőképesség, szervesanyag-tartalom). A talaj-tulajdonságok változásai szoros kapcsolatba hozhatók bizonyos növényfajokkal pl. soványcsenkesz (*Festuca pseudovina*), réti sás (*Carex distans*), pozsgás zsázsa (*Lepidium crassifolium*), bárányparéj (*Camphorosma annua*), sziki mézpázsit (*Puccinellia limosa*) és sziki szittyó (*Juncus gerardii*)⁴. A különböző mélységekből vett talajminták esetén a talajtulajdonságok és a növényzet közötti kapcsolat erőssége változó, általában nem a felszíni réteg mutatja a legszorosabb kapcsolatot.⁵

A garai Sóstó lecsapolása megváltoztatta a terület vízborítottságát, így feltételezésünk szerint ez hatással van a terület növényzetére és talajaira. A fentiek alapján célul tűztük ki a lecsapolás következtében a vízborítottság változás hatását a terület növényzetére és talajviszonyaira.

¹ Boros–Molnár–Olajos–Takács–Jakab–Dévai, 2006.

² Boros, 2003.

³ Uo.

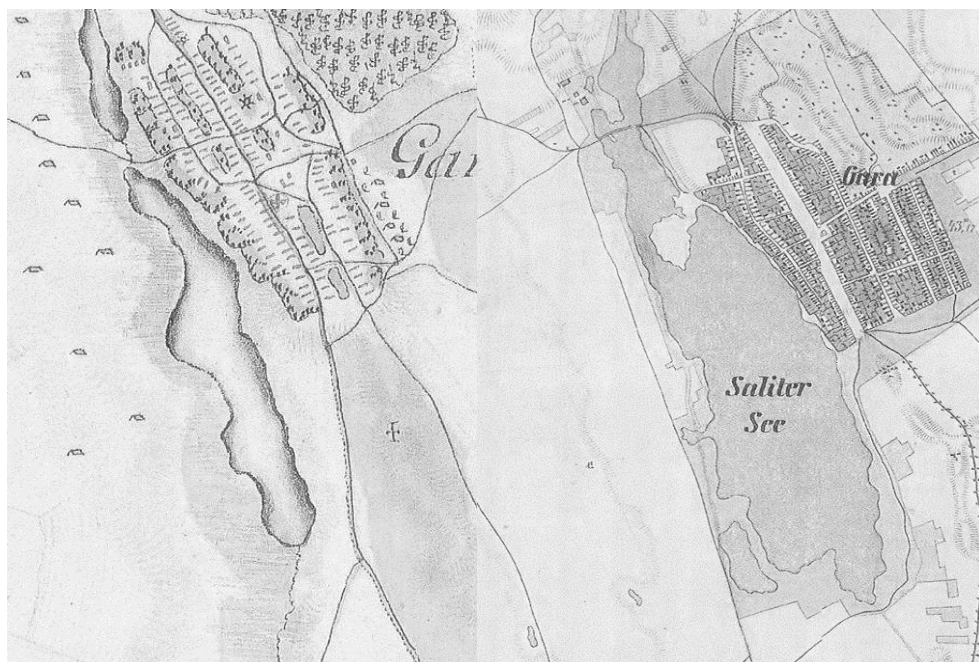
⁴ Mátrai, 2013.

⁵ Tóth–Kertész, 1996.

VIZSGÁLT TERÜLET BEMUTATÁSA

A garai Sóstó Bajától 18 km-re délre, Gara község nyugati szélén észak-déli irányban terül el. Hossza kb. 4 km, legnagyobb szélessége kb. 800-1000 m, területe 28 km².

A Sóstó az Első Katonai Felmérés során készített térképen (1. ábra) egy kisebb északi és egy nagyobb déli részmederre tagolódik, északi és déli végén mocsaras területekkel áll kapcsolatban. A mintegy 70 évvel később készült Második Katonai Felmérés térképén (2. ábra) területe már nagyobb, és a tómederből kiemelkedő félszigetszerű terepalakulatot mezőgazdasági művelésbe vonták. Az egykori állandó vízborítású, sekély szikes tavat 1927-ben egy a medrét kettévágó lecsapoló csatornával szüntették meg. A lecsapolás után az egyéves sótűrő növények mellett már 1927-ben megjelent a sziki méspázsit (*Puccinellia limosa*) és úgy elszaporodott, hogy pár év múlva már kaszálni is érdemes volt. A területen 1927-ben talajtani felmérést végeztek 37 mintavételi helyen.⁶



1. ábra
A garai Sóstó az
első katonai felméréskor (1783)

2. ábra
A garai Sóstó a
második katonai felméréskor

A terület egy részét még 1927-ben feltörték, és árpát, zabot, kukoricát és kölest próbáltak természetben, azonban a vetett növények vagy ki sem kel-

⁶ Herke, 1934.

tek, vagy elpusztultak. Mivel a mezőgazdasági hasznosításra irányuló kísérletek sem jártak sikerrel, a növénytermesztéssel néhány évtized után felhagytak.⁷

A lecsapolás óta eltelt csaknem egy évszázad alatt a terület szikes rétté alakult, melyen csak nagyobb esőzések és a tavaszi hóolvadások után van vízborítás. Napjainkban a védett területet kaszálóként hasznosítják.

MÉRÉSI MÓDSZER

Talaj vizsgálata

A terület talajviszonyainak vizsgálata céljából 6 mintavételi ponton szelvényből, 8 mintavételi ponton fúrásból vettünk talajmintát. A mintavételi pontok kiválasztása során figyelembe vettük a növényzet és magassági viszonyokat. Meghatároztuk a talaj mechanikai összetételét ülepitéssel. Az általános talajkémi jellemzők közül a pH-t (vizes és KCl-os), az Arany-féle kötöttséget (K_A), a kalcium-karbonát-tartalmat, a sótartalmat (konduktometriás és Sigmond módszerrel) és humusztartalmat határoztuk meg.⁸

A talajok vízben oldható anionjai közül a karbonátot, hidrogén-karbonátot, szulfátot, kloridot titrálásos módszerrel⁹, vízben oldható kationok közül a kalcium, magnézium, nátrium és kálium-tartalmat lángfotometriás módszerrel határoztuk meg.¹⁰

A talajok kicserélhető kationjait ammónium-acetátos kivonatos rázatással, majd lángfotometriás módszerrel határoztuk meg.¹¹ A talajok csoportosítását Stefanovits és munkatársai munkája alapján végeztük.¹²

Növényzet vizsgálata

A garai Sóstó növényzetének első felmérését 2008 júniusában végeztük, majd ezt a talajtani vizsgálatokkal egy időben 2009 júniusában, valamint 2010 júniusában megismételtük.

Részletes cönológiai felmérést 2009 és 2010 júniusában Braun-Blanquet felvételezési módszerével végeztünk.¹³ A fajok azonosításához és elnevezéséhez Simon Tibor határozóját használtuk.¹⁴

A fajlisták értékelését biotikus mutatók és statisztikai módszerek segítségével végeztük. A biotikus mutatók közül a szociális magatartás típusai¹⁵ használtuk fel. A társulásokat a relatív vízigény, a relatív nitrogén igény, a relatív talajreakció és relatív talaj tűrőképesség szerinti átlagos ökológiai indikátorértékekkel¹⁶ is jellemeztük. A makrofita fajlisták statisztikai vizsgálatához SYN-TAX 2000 programcsomagot.¹⁷ használva hierarchikus klasszifikációt és ordinációt

⁷ Herke, 1934.

⁸ Buzás, 1988.

⁹ Uo.

¹⁰ Uo.

¹¹ Uo.

¹² Stefanovits–Filep–Füleky, 1999.

¹³ Braun–Blanquet, 1951.

¹⁴ Simon, 1992.

¹⁵ Borhidi, 1995.

¹⁶ Borhidi, 1995.

¹⁷ Podanyi, 2001.

alkalmaztunk. A növényzet és a biotikus tényezők közötti összefüggések elemzéséhez a korrespondancia analízist alkalmaztunk (CA) SYN-TAX 2000 programmal, a főkomponens analízist (PCA) SPSS programcsomagot használtuk.

Talajvíz vizsgálata

A 8 talajfúrásból vízmintát vettünk, melyek kémhatását, vezetőképességét, anion- (CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- és SO_4^{2-}) és kation(K^+ , Na^+ , Ca^{2+} és Mg^{2+})-tartalmát szabványos módszerekkel határoztuk meg.

EREDMÉNYEK

Talajminőség változása

A talajvizsgálatok átlagos eredményeit összehasonlítva Herke Sándor által végzett mérési eredményekkel¹⁸ (1. táblázat) az alsóbb talajrétegek kémhatásának növekedése mutatható ki. Bár a talajok átlagos sótartalma a felszínen közel hasonló, de napjainkban a sótartalom nagyobb változékonysága jellemzi a területet. A vízdoldható és a kicserélhető kationok arányában egyaránt jelentős eltolódás tapasztalható napjainkra, mely a kalcium növekvő részesedésében nyilvánul meg. A vízdoldható kationok közül igen jelentős a nátrium részarányának csökkenése. Mivel azonban a két vizsgált időszak mintavételi pontjai nem voltak azonosak, a talajban és talajvízben bekövetkező változások (szetyeppesedés, sziktelenedés) nyomon követésére talajfúrással végzett vizsgálataink hosszabb távú folytatása adhat csak egyértelmű felvilágosítást.

Növényzet változása

A területen 44 növényfajt (ebből 3 védett) azonosítottunk. A terület természetvédelmi jelentőségét ezen védett fajokon kívül a pannon flóraelemek viszonylag magas arányú (21%) megjelenése is alátámasztja.

Az azonosított növénytársulások ¹⁹ :

- Sziki szittyórét (Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii)
- Cickafarkos szikespuszta (Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae)
- Szolonyec szikérnövényzet (Plantagi tenuiflorae-Pholiuretum pannonicum)
- Sziki mézpázsitos (Puccinellietum limosae)
- Szoloncsák vakszik (Lepidio crassifolii-Camphorosmetum annuae)

A területen jelenleg is megtalálható, Herke Sándor²⁰ által említett növények a sziki mézpázsit (*Puccinellietum limosae*), a sziki sóbolla (*Suaeda maritima*) a sziki libatop (*Chenopodium botryoides*) és a sziki őszirozsa (*Tripolium pannonicum*).

¹⁸ Herke, 1934.

¹⁹ Mátrai, 2013.

²⁰ Herke, 1934.

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

1. táblázat
Talavizsgálatok eredményei 1934-ben és napjainkban

Talajminőség jellemzői	Herke S. (1934)	Méréseink (2009-2011)
<i>pH</i>		
felszínen	9,0 – 9,6	8,2 – 10,6
1 m alatt	8,4 – 8,6	8,8 – 10,5
<i>Sótartalom</i>		
felszínen	0,4 – 0,7	0,13 – 0,72
átlag	0,25	0,25
<i>Kicsérélhető kation</i>		
Ca%	18	56-78
Mg%	37	9-25
Na%	19	11-14
K%	26	2-5

A növényzet és a vízborítottság kapcsolata

A lecsapolt garai Sóstó medrében kialakuló növényzet arculatát elsősorban az itt összegyülekező csapadék- és talajvíz által befolyásolt, időben és térben jelentősen változó vízháztartási viszonyok alakítják. Csapadékosabb években a tartósan megmaradó sekély vízborítás hatására a terület szikes mocsári jellegű mutat (3. ábra). Szárazabb években a tavaszi rövid idejű vízborítás után kora nyárra bekövetkező kiszáradás hatására a terület szikes rétté (salt meadow) alakul (4. ábra), melyben a domborzati viszonyokhoz igazodóan szikfoki (*Puccinellia sward*) és szikes pusztai (salt steppe) élőhelyek kisebb-nagyobb kiterjedésű elemei jelennek meg, mocsári vegetáció ekkor csak a csatornák medrében, illetve partjai mentén található.



3. ábra
A G5 mintavételi hely növényzete 2009 júniusában (szikes rét)

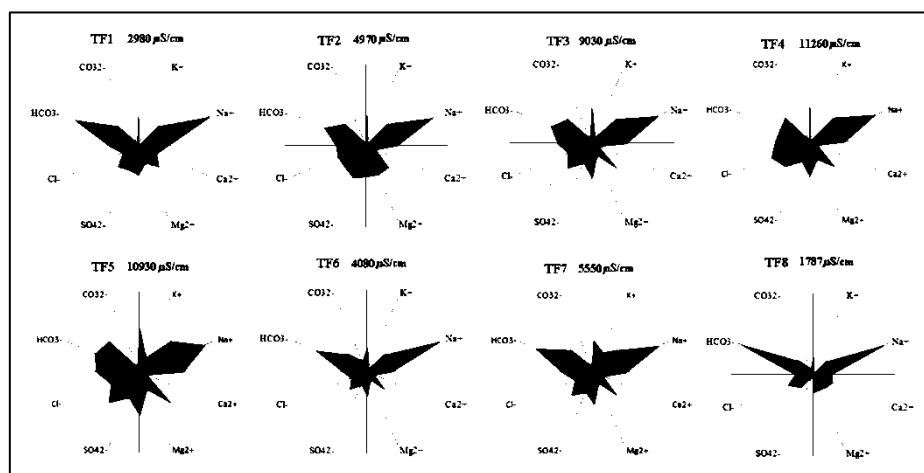
4. ábra
A G5 mintavételi hely növényzete 2010 júniusában (szikes mocsár)

A talaj és a növényzet kapcsolata

A növényzet szempontjából a felszíni (általában 0-10 cm közötti) és a felszínközeli (általában 10-30 cm közötti) talajrétegek kémiai tulajdonságai lehetnek meghatározóak, ezért ebben a két rétegben mért tulajdonságokat, valamint a növényzet bizonyos mutatóit vetettük statisztikai elemzés alá.

Korrelációvizsgálatunk azt mutatja²¹ :

- a tengerszint feletti magasság szignifikáns korrelációt csak a felszín alatti réteg oldható Na%-ával és a felszíni réteg oldható Ca%-ával mutat (szemben a hivatkozott publikációkkal, ahol a tengerszint feletti magassággal a legtöbb talajkémiai paraméter korrelálható), a Na% esetén pozitív, a Ca%-nál negatív a korreláció.
- a növényzet statisztikai vizsgálatával kimutatott szeparáló hatását 6 növényfaj közül szignifikáns korrelációt a *Puccinellia limosa* a felszín alatti réteg só%-ával, a *Juncus gerardii* a felszíni réteg CaCO₃%-ával, és a felszín alatti réteg Ca- és Mg%-ával mutat (tehát esetünkben ezen növények és talajtulajdonságok hozhatók egyértelmű összefüggésbe),
- az egyes társulások ökológiai indikátorérték-átlagai közül a talajreakciót jellemző (RB) érték a felszín alatti réteg pH-jával, a sóháztartást jellemző (SB) érték pedig a felszín alatti réteg só%-ával és a felszíni réteg kicserélhető Na%-ával mutat szoros korrelációt (mely megállapítás azért érdekes, mert a felszíni réteg esetén várnánk ezt az összefüggést)
- a növényzet és a talajtulajdonságok közötti statisztikai kapcsolat az esetek többségénél (érdekes módon) nem a felszíni réteggel, hanem a 10-40 cm közötti felszín alatti réteggel mutatható ki.



5. ábra
A garai Sóstó talajvíz mintáinak ionmegoszlása²²

²¹ Füleky–Mátrai–Szűcs, 2013.

Talajvíz viszonyok

2011-ben végzett talajvíz vizsgálataink eredményei alapján a garai Sóstó területén a talajvíz átlagos keménységű (ÖK átlag: 140 mg/l CaO) és magas szulfát-tartalmú (átlag: 755 mg/l), közepes-nagy vezetőképességű (átlag: 6300 $\mu\text{S}/\text{cm}$), jellemzően nátriumos-hidrokarbonátos típusú.

A vizsgálati pontok között az ionmennyiségekben (elsősorban a szulfát, hidrokarbonát, klorid és kálium esetében) jelentős különbségek is előfordulnak, így nátriumos-hidrokarbonátos-szulfátos és nátriumos-kloridos-hidrokarbonátos víztípus is kialakulhat (5. ábra). A meder közepe táján (TF3 és TF6 pontok között) elhelyezkedő talajvízdombhoz köthető a vezetőképesség és a kémhatás, valamint a klorid- és a szulfát-ion legmagasabb értékei. A legkisebb sótartalmú szoloncsákos területek egyik társulásaként ismert sziki sásrét (*Taraxaco bessarabicae-Caricetum distantis*) területén (TF8) a legkisebb vezetőképességű, kémhatású és klorid tartalmú talajvíz jelentkezett, valamint a legalacsonyabb volt a vizsgált talajrétegek pH-ja és Na-részesedése.²³

ÖSSZEFOGLALÁS

Munkánk során megállapítottuk, hogy a garai Sóstón a lecsapolás következtében a talajban lévő kationok részarányának eltolódása, a mélyebb talajrétegek lúgosodása tapasztalható. A talaj sótartalma és kémhatása, valamint a terület növényzete nagy változékonyságot mutat. Egyes sziki növények és a talaj mészes és sótartalma, Ca- és Mg-tartalma között kapcsolat mutatható ki. A garai Sóstó vízháztartása az éghajlat függvényében változik, a talajvízben a hidrogén-karbonát és a nátrium dominál.

²² Mátrai, 2013.

²³ Mátrai, 2013.

Irodalom

Borhidi Attila: *Social behaviour types, the naturalness and relative ecological endicator values of the higher plants in the Hungarian flora.* Acta botanica Hungarica. 1995. 39 (1-2): 97-181.

Boros Emil: *Alkaline lakes.* National Ecological Network, 4. Authority for Nature Conservation, Ministry of Environment and Water. ISSN, 2003. 1587-8856.

Boros Emil – Molnár Attila – Olajos Péter – Takács András Attila – Jakab Gusztáv – Dévai György: *Nyílt vízfelszínű szikes élőhelyek elterjedése, térinformatikai adatbázisa és természetvédelmi helyzete a pannon biogeográfiai régióban.* Hidrológiai Közlöny, 2006. 6. 146-147.

Braun-Blanquet, Josias: *Pflanzensociologie.* Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Aufl. – Springer-verlag, Wien, 1951. 865.

Buzás István (szerk.): *Talaj- és agrokémiai vizsgálati kézikönyv 2. A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei.* Mezőgazdasági Kiadó, Bp., 1988.

Fülek György – Mátrai Ildikó – R. Szűcs Beatrix: *Soil-vegetation relations in the field of a drained saline lake in Hungary.* International Journal of Research in BioSciences, Volume 2, Number 3, 2013. 79–97.

Herke Sándor: *Szódástalajú lecsapolt területeken végzett hasznosítási kísérletek.* In.: Sajó Elemér és Trummer Árpád (szerk.): *A magyar szikesek. Különös tekintettel vízgazdálkodás útján való hasznosításukra.* MKFM. Bp., 1934.

Mátrai Ildikó: *Baja környéki vizes élőhelyek helyreállításának tájökológiai vizsgálata.* Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Földtudományok Doktori Iskola, Pécs – PhD értekezés, 2013.

Podanyi János: *Computer programs for data analysis in ecology and systematics.* 2001.

Simon Tibor: *A magyarországi edényes flóra határozója.* Nemzeti Tankönyvkiadó, Bp., 1992.

Stefanovits Pál, Filep Gy., Fülek Gy.: *Talajtan.* Mezőgazdasági Kiadó, Bp., 1999.

Tóth, T. – Kertész, M.: *Application of soil-vegetation correlation to optimal resolution mapping of solonchic rangeland.* Aris Soil Research and rehabilitation, 1996/10. 1–12.

Kézirat leadva: 2014. december

Vadkerti Edit

TARSA FAJOK MORFOLÓGIAI VARIABILITÁSÁNAK VIZSGÁLATA

BEVEZETÉS

A védett és fokozottan védett fajok populációinak és élőhelyeik védelmében alapkövetelmény a pontos taxonómiai besorolás. A korai tipológiai munkák az egyenesszárnyú (Orthoptera) fajok esetében többnyire külső morfológiai bélyegeken alapultak, mint a színmintázat és alak. Gyakoriak voltak a szisztematikai hibák, a konvergens evolúciós folyamatoknak, a magas fajon belüli variabilitásnak, vagy a rejtett fajoknak köszönhetően²⁴.

Sok esetben a „komplikált” csoportok nehéz elkülönítése az intraspecifikus variabilitás nem megfelelő ismeretéből ered²⁵. Bár az *Isophya* fajok kutatása napjainkban is sok problémát vet fel, populációik morfológiai variabilitásáról mégis keveset tudunk.

Munkánk célkitűzése volt, hogy hazai tarsza fajok morfológiai bélyegei alapján: 1) vizsgáljuk a nemek közti méreteltérést, 2) csoportosítjuk a fajokat morfológiájuk alapján 3) leírjuk a fajok és populációk morfológiai variabilitását.

MÓDSZEREK

Állatok gyűjtése és preparálása

Az állatokat fűhálózással, egyedi megkereséssel és hang alapján gyűjtöttük be 1998 és 2004 között. Mivel az egyedeket molekuláris vizsgálatokhoz is felhasználtuk, -80°C-on tartottuk őket a genetikai vizsgálatok megkezdéséig. Az állatok preparálásakor a morfometriai vizsgálatokhoz használt testrészeket 75%-os alkoholba helyeztük.

Hímek esetében a hat *Isophya* faj 17 populációját (296 egyed) vizsgáltuk meg hat különböző földrajzi régióból. Az *I. camptoxypha* 28 egyede a mecseki Hetvehelyről (22) és Püspökszentlászlórról (6), az *I. costata* hat populációja (101) a mecseki Orfűről (30), Kovácsszénájáról (32), Püspökszent-lászlórról (14), a Baranyai-Dombságból Kékesdről (9) és Erzsébetről (7), valamint a villányi Nagyhegyről (9) származott. Az *I. modesta* 78 egyedét a mecseki Misináról (29), Kővágószőlősről (24), Egregyi-völgyből (9), valamint a villányi-hegységi Csukmáról (16) gyűjtöttük. Az *I. modestior* minták a mecseki Kovácsszénájáról (12) származtak. Az *I. kraussi* 25 egyedét az Aggteleki-karszton gyűjtötték. Az *I. stysi* 25 példánya a szatmár-beregi Kaszonyi-hegyről, 7 pedig a Zempléni Gyertyánkútról származik.

A nőstények 131 egyedét 10 populációból gyűjtöttük. Az *I. camptoxypha* Hetvehelyről (15), az *I. costata* egyedek pedig Kovácsszénájáról (8),

²⁴ Hochkirch, 2001.

²⁵ Blackith–Kevan, 1967.

Püspökszentlászlóról (12), Erzsébetről (8) származtak. Az *I. kraussi* két populációja az Aggteleki-karsztról (24) és Gyertyánkútról (5) származott. A két *Isophya modesta* populációi mecsekiek voltak, egyik a Mísináról (21) másik Kővágószőlősről (11). Kovácsszénáján fogtuk az *I. modestior* példányait (13). Az *I. stysi* (10) egy mintája a Kaszonyi-hegyről származik.

Méretjelleg

A morfológiai méréseket 0.01 mm pontossággal, mikrométer okulárral ellátott Nikon típusú sztereomikroszkóppal végeztük. A jelleg megválasztásánál szempont volt, hogy ép, egészben lévő állatokon is mérni lehessen. Mivel a kiválasztott testrészek egy része közel sem kétdimenziós (pronotum, hímek szárnya) a mérési hiba kiküszöbölése miatt olyan jelleget választottunk, melyek két dimenzióban mérhetők. A mérés során átlátszó fóliát fektettünk a mérni kívánt testrészeire, hogy az lehetőleg minél jobban kiterüljön síkban és így csökkentsük a mérési hiba mértékét. A kiugró mérettel (pl. torz növesű szárny) rendelkező egyedek adatait nem töröltük az adatbázisból.

A méréseket²⁶ által leírt mérőpontok alapján végeztük. A hímeknél 11 jelleget mértünk: a femur-, a pronotum-, a jobb és balszárny-, a subgenitális lemez hosszúságát és szélességét, valamint a cercus hosszúságát.

A nőstényeknél 10 jelleget mértünk: a femur-, a pronotum-, a jobb és bal szárny-, valamint a tojócső hosszúságát és szélességét.

A habitat preferencia vizsgálatokban részt vett populációk közül két faj, az *I. modesta* és *I. costata* esetében több populációban végeztünk morfológiai vizsgálatokat is, így ezekenél lehetőségünk volt a morfológiai bélyegek és a habitat közti összefüggés elemzésére. Az összehasonlításba a korábban leírt *I. costata* populációk mellé bevettünk egy Kistompapusztai (Kőrös-Maros NP) populációt, mely löszgyepben él.

Statisztikai módszerek

Az adatok statisztikai értékeléséhez az SPSS 11.0 programot használtuk. Az adatbázisban nem voltak hiányzó adatok. A leíró statisztikáknál szerepel a mért jelleg mediánja, az interkvartilis tartomány, a maximum és minimum értékek. A fajok csoportosításához hierarchikus klaszter-analízist végeztünk külön a hím és nőstény populációkra is, Euklédesszi távolsággal és Ward-Orlóci távolság függvényekkel.

A variabilitást (változónként) két szinten (faj és populáció) vizsgálva három komponensre tudjuk bontani: fajok közötti-, fajon belüli (=populációk közötti)-, és populáción belüli variabilitásra. A vizsgálatokhoz az SPSS 11.0 program diszkriminancia analízis (stepwise) és GLIM (Generalized Linear Models: Univariate) menüt alkalmaztuk.

²⁶ Orci, 2002.

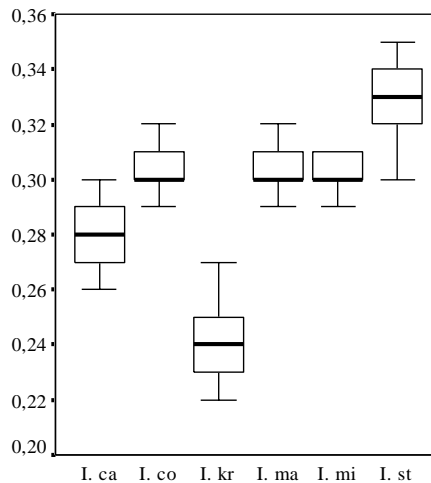
EREDMÉNYEK

Leíró statisztikák

A fajok morfológiai jellegeinek medián értékei, interkvartilis tartománya, maximum és minimum értéke a 1.- 21. ábrákon látható. A jelleget külön ábrázoltuk hímekre és nőstényekre. A különböző nemek azonos morfológiai jellegét azonos oldalon mutatjuk be a könnyebb összehasonlíthatóság érdekében.

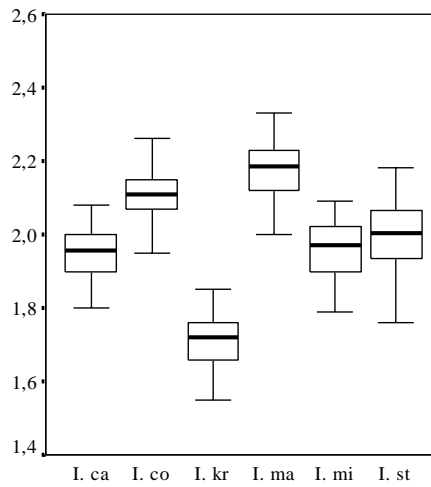
Az ábrákon a fajok jelölése:

- I. ca: *Isophya camptoxypha*
- I. co: *I. costata*
- I. kr: *I. kraussi*
- I. ma: *I. modesta*
- I. mi: *I. modestior*
- I. st: *I. stysi*

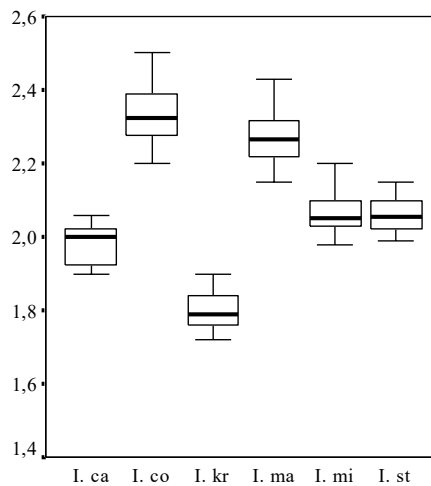


1. ábra. *Isophya* fajok hímeinek cercus hosszúsága.

Az *I. stysi* cercusa a leghosszabb (1. ábra) és ennél a fajnál a legnagyobb az interkvartilis tartomány is. A legnagyobb és legkisebb medián értékek között kevesebb, mint 1 mm van. Legrövidebb az *I. kraussi* cercusa, értékei csak az *I. camptoxypha* faj egyedeinek értékeivel fednek át. Az *I. costata*, *I. modesta* és *I. modestior* cercus hosszúságának mediánja és interkvartilis tartománya is szinte teljesen átfedőek.

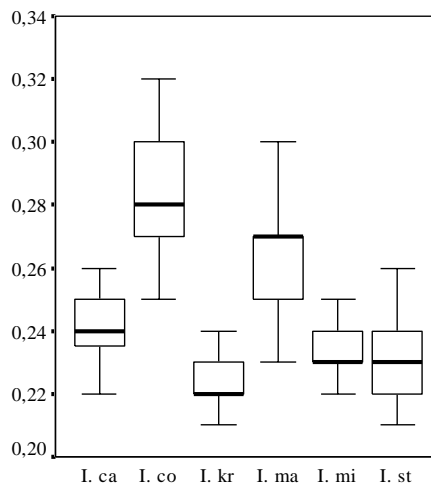


2. ábra. *Isophya* fajok hímjeinek femur hosszúsága (FH).

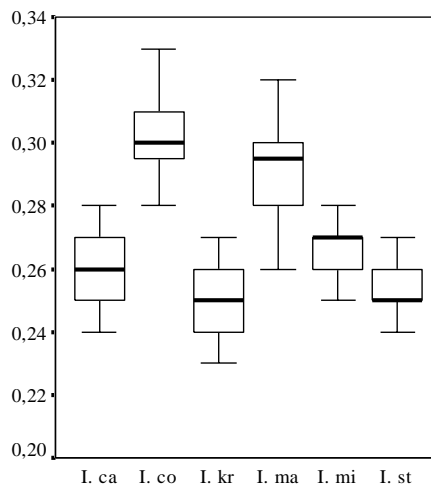


3. ábra. *Isophya* fajok nőstényeinek femur hosszúsága (FH).

Hímeknél az *I. modesta*, nőstényeknél az *I. costata* (2. és 3. ábra) femurja a leghosszabb, de mindkét nem esetében e fajok mediánja a legnagyobb. Az *I. kraussi* egyedinek a legrövidebb a femurja, nőstényeknél diszkrét csoportot alkot. A többi faj mediánja közel azonos. A legnagyobb és legkisebb medián értékek között mintegy 0.8 cm van. Azonos fajok esetében a nőstényeknek nagyobb a femurja.

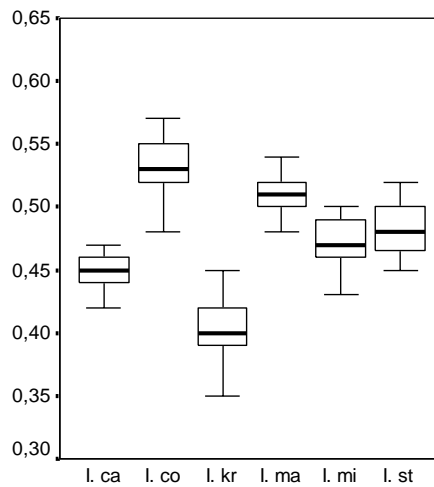


4. ábra. *Isophya* fajok hímjeinek femur szélessége (FS).

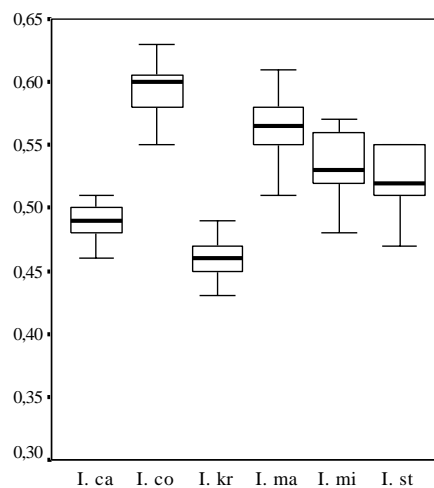


5. ábra. *Isophya* fajok nőstényeinek femur szélessége (FS).

A femur szélességek medián értékei mind a két nem esetében hasonlóan követik egymást. Az *I. costata* és *I. modesta* femurja (4. és 5. ábra) a leghosszabb, az *I. kraussi* egyedinek pedig a legrövidebb. A többi faj femurjának mediánja köztes értékű. A nőstények femurja szélesebb, mint a hímeké. A fajok femurjának értékei átfedőek, egyik faj sem alkot diszkrét csoportot.

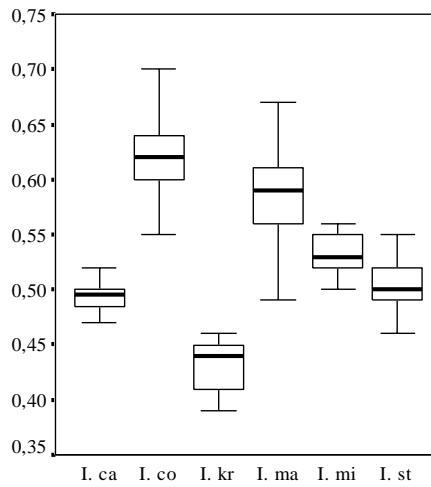


6. ábra. *Isophya* fajok hímjeinek pronotum hosszúsága (PH).

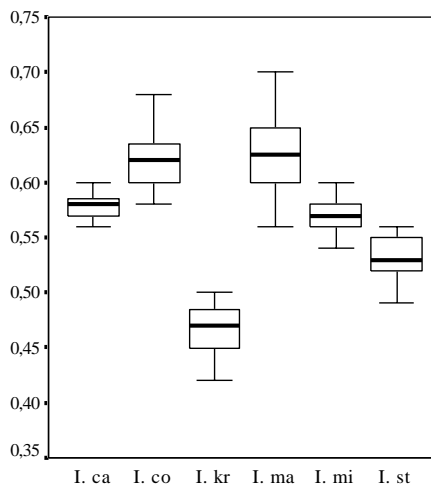


7. ábra. *Isophya* fajok nőstényeinek pronotum hosszúsága (PH).

Mindkét nem esetében az *I. kraussi* pronotuma a legkisebb (6. és 7. ábra), ezt követi az *I. camptoxypha*, majd az *I. modestior* és *I. stysi*, melyeké közel azonos méretű. A következő faj az *I. modesta*. Az *I. costata* pronotuma a leghosszabb. A nőstények pronotuma hosszabb, mint a hímeké. A fajok pronotumának értékei átfedőek, egyik faj sem alkot diszkrét csoportot.

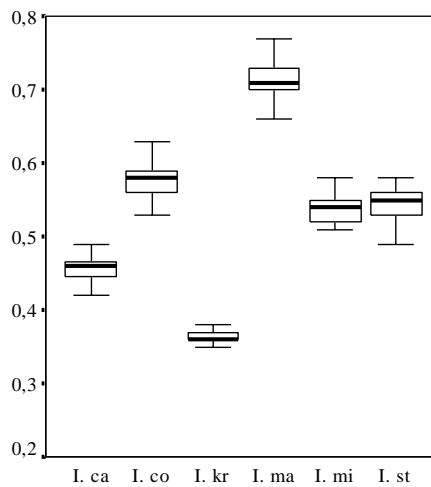


8. ábra. *Isophya* fajok hímjeinek pronotum szélessége (PS).

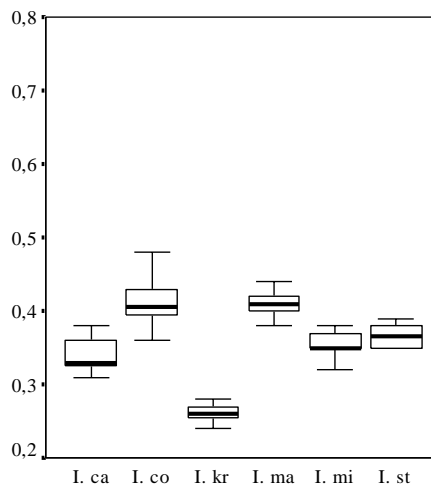


4.9. ábra *Isophya* fajok nőstényeinek pronotum szélessége (PS).

Hímeknél az *I. costata*, míg nőstényeknél az *I. modesta* pronotuma kissé szélesebb (8 és 9. ábra). Mindkét nemre igaz, hogy az *I. kraussi* pronotuma a legkisebb és hogy a nőstények értékei magasabbak a hímekénél. Az *I. kraussi* maximum értéke alig fed át az őt követő *I. stysi* minimum értékével.

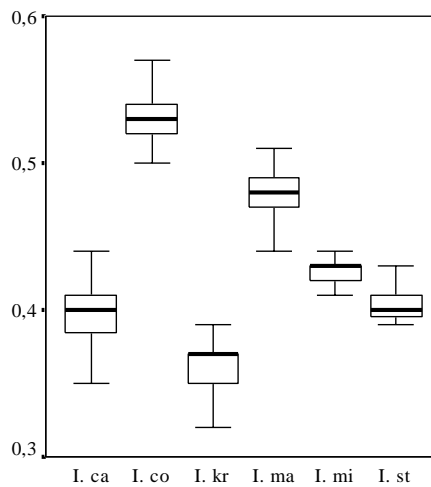


10. ábra. *Isophya* fajok hímjeinek jobb szárny hosszúsága (JH).

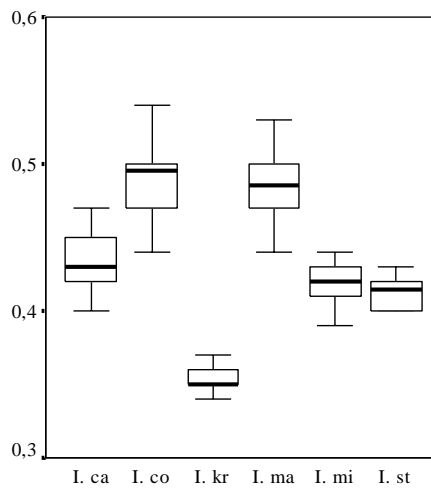


11. ábra. *Isophya* fajok nőstényeinek jobb szárny hosszúsága (JH).

A hímek jobb szárnya szembetűnően hosszabb, mint a nőstényeké (10. és 11. ábra). Hímeknél az *I. modesta* szárnya jóval hosszabb a többi fajénál, míg ez a tendencia a nőstényeknél nem figyelhető meg. Náluk ennek a fajnak a szárnymérete közel azonos az *I. costata* szárnyméretével. Mindkét fajnál az *I. kraussi* szárnya a legkisebb. Az *I. modesta* a hímeknél, míg az *I. kraussi* mindkét nemnél diszkrét csoportot alkot.

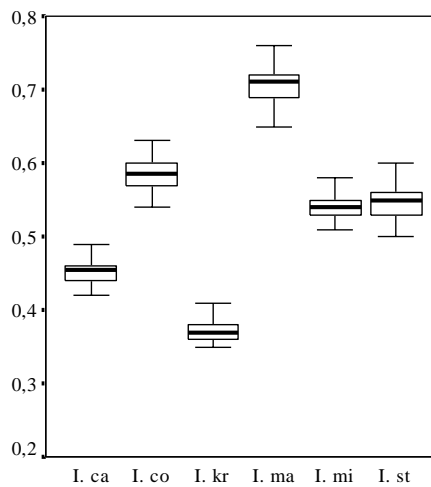


12. ábra. *Isophya* fajok hímjeinek jobb szárny szélessége (JS).

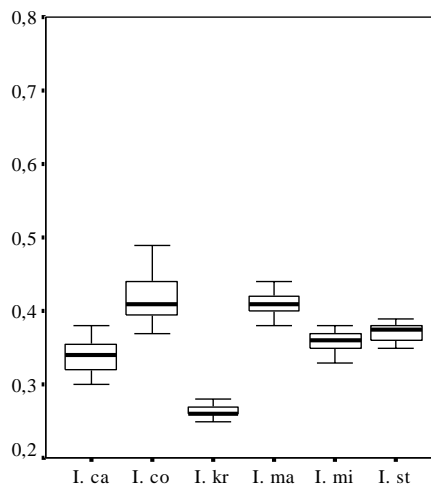


13. ábra. *Isophya* fajok nőstényeinek jobb szárny szélessége (JS).

Mind a hímek, mind a nőstények estében az *I. costata* és *I. modesta* jobb szárnya a legszélesebb (12. és 13. ábra), őket követi az *I. camptoxypha*, *I. modestior*, *I. stysi*. Legkeskenyebb az *I. kraussi* szárnya, nőstényeknél maximum értéke nem fed át a többi fajéval, melyek közül egy sem alkot diszkrét csoportot.

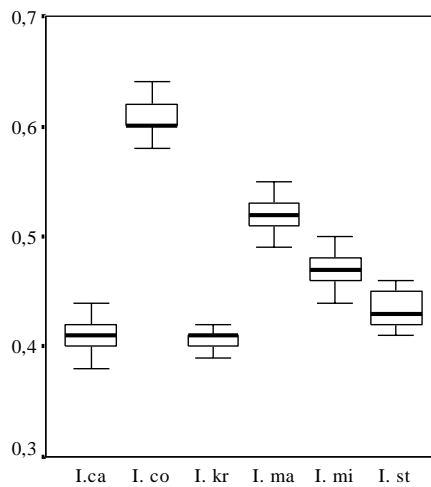


14. ábra. *Isophya* fajok hímjeinek bal szárny hosszúsága (BH).

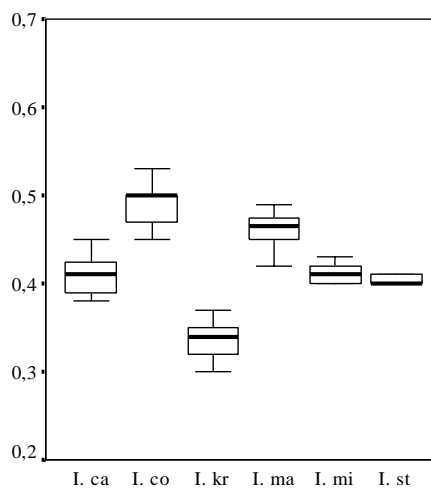


15. ábra. *Isophya* fajok nőstényeinek bal szárny hosszúsága (BH).

A hímek bal szárnya is szembetűnően hosszabb, mint a nőstényeké (14. és 15. ábra). Hímeknél az *I. modesta* diszkrét csoportot alkot, szárnya jóval hosszabb a többi fajnál. Ezzel szemben a nőstények szárnymérete közel azonos az *I. costata* szárnyméretével. Mindkét fajnál az *I. kraussi* szárnya a legkisebb, nőstényeknél értékei nem fednek át a többi fajéval.

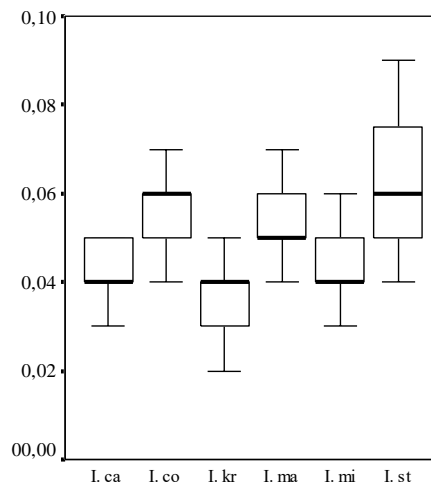


16. ábra. *Isophya* fajok hímjeinek bal szárny szélessége (BS).

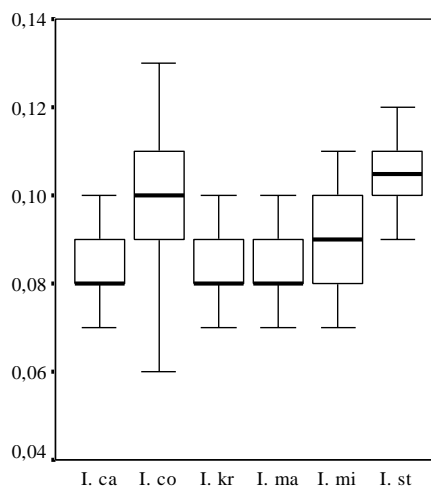


17. ábra. *Isophya* fajok nőstényeinek bal szárny szélessége (BS).

Mindkét nemnél az *I. costata* bal szárnya a legszélesebb (16. és 17. ábra), hímeknél kiugróan, értékei nem fednek át a többi fajéval. Őt követi az *I. modesta*. Hímeknél utána rendre az *I. modestior*, *I. stysi*, *I. camptoxypha* következik, míg nőstényeknél ez utóbbiaknak közel azonos szélességű a szárnya. Mindkét nemnél az *I. kraussi* szárnya a legkeskenyebb, nőstényeknél diszkrét csoportot alkot.

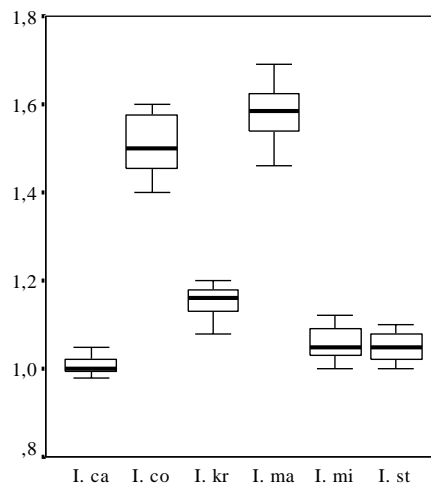


18. ábra. *Isophya* hímek subgenitális lemezbevágásának hosszúsága (SH).

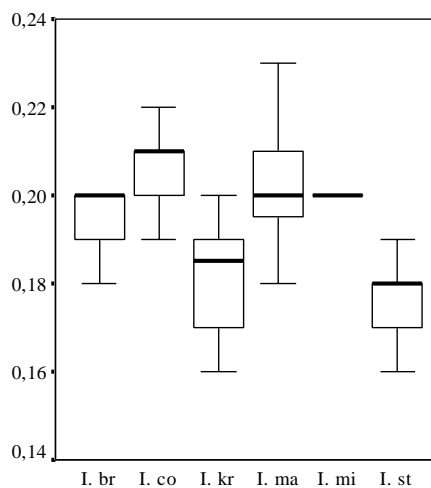


19. ábra. *Isophya* hímek subgenitális lemezbevágásának szélessége (SS).

A subgenitális lemez bevágásának mélysége és hosszúsága 0.2 mm és 1.2 mm közötti értékek (18. és 19. ábra). Mindkét jellegnél az *I. costata* és *I. stysi* vezet a sort, míg az *I. camptoxypha*, *I. kraussi* és *I. modestior* zárja. Egyik faj sem alkot diszkrét csoportot, az értékek nagyon átfedőek. Figyelemre méltó az *I. costata* faj esetében a minimum és maximum értékek közti nagy különbség.



20. ábra. *Isophya* nőstények tojócsövének hosszúsága (TH).

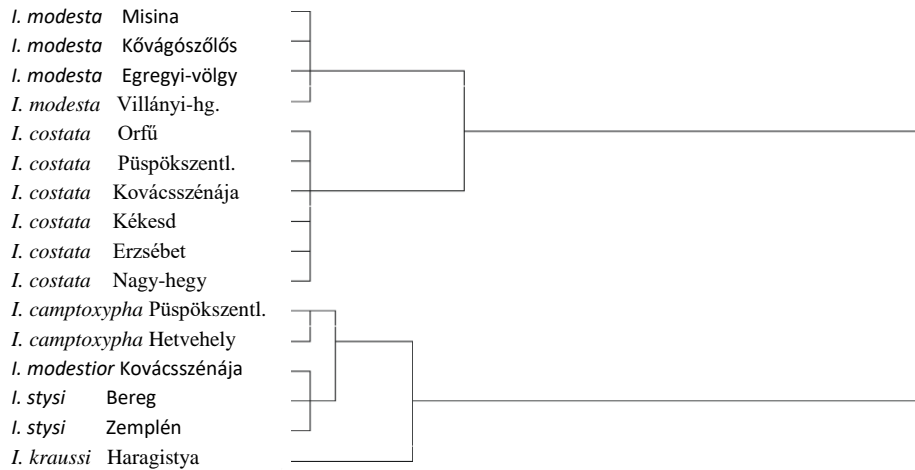


21. ábra. *Isophya* nőstények tojócsövének szélessége (TS).

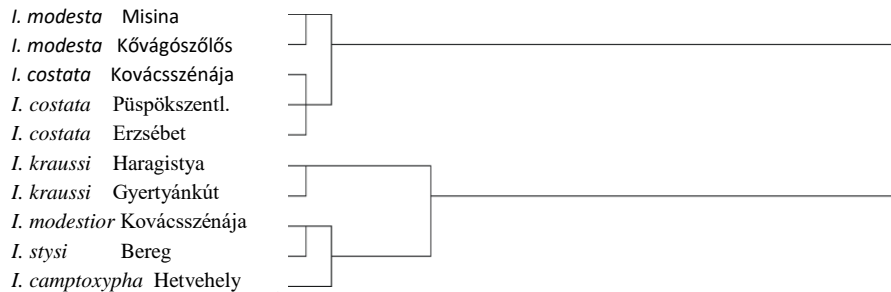
Az *I. modesta* tojócső hosszúságának a mediánja a legnagyobb (20. ábra), de értékei átfednek az *I. costata* értékeivel. Ez a két faj jól elkülönül a többi négytől, melyek közül az *I. kraussi* tojócsőve a leghosszabb, Az *I. modestior* és *I. stysi* medián értéke, interkvartilis tartománya, maximum- és minimum értéke azonosnak tekinthető. Legkisebb az *I. camptoxypha* tojócsőve. A tojócső hosszúsági és szélességi értékeinél (21. ábra) egyik faj sem alkot diszkrét csoportot.

Hierarchikus klaszter-analízis

A hierarchikus klaszter-analízis eredményeképpen szinte azonos mintázatú dendrogramot kaptunk mind a hímek (22. ábra), mind a nőstények (23. ábra) esetében. Az *I. costata* és az *I. modesta* csoport elkülönül a másik négy faj alkotó csoporttól. Ez utóbbi csoportban mindkét nemnél az *I. kraussi* külön ágba került, és a többi három faj közül az *I. modestior* és az *I. stysi* állnak egymáshoz a legközelebb. A fajok csoportosításának korrelációja a két nem között $R^2 = 0.7091$.



22. ábra. Hím *Isophya* populációk csoportosítása morfometriájuk alapján



23. ábra. Nőstény *Isophya* populációk csoportosítása morfometriájuk alapján

A variabilitás vizsgálata több szinten

Amennyiben a teljes variabilitást 100%-nak vesszük, ez három komponensre bontható (1. táblázat): fajok közötti-, (FK) populációk közötti-, (PK) és populáción belüli variabilitás (PB). Mivel fajonként több populációt is tudtunk vizsgálni, emiatt megnézhettük, hogy morfometriai jellegenként a variabilitás az egyes szinteken milyen arányban járul hozzá a teljes variabilitáshoz.

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

1. táblázat. Az *Isophya* fajok morfológiai jellegeken alapuló variabilitásának komponensei % - ban kifejezve. (FK: fajok közötti-, PK: populációk közötti-, PB: populáción belüli variabilitás)

Jelleg				Nőstények		
	FK	PK	PB	FK	PK	PB
FH	74.85	1.70	23.45	90.35	0.77	8.88
FS	71.23	3.54	25.23	67.81	2.07	30.12
PH	78.10	2.01	19.89	59.08	9.01	31.91
PS	82.34	1.51	16.15	85.28	1.13	13.59
JH	95.28	0.19	4.53	86.84	3.09	10.07
JS	92.11	0.91	6.98	87.62	0.98	11.40
BH	94.90	0.13	4.97	87.33	2.77	9.90
BS	94.87	0.28	4.85	88.55	0.70	10.75
CH	72.63	4.07	23.30	-	-	-
SH	45.17	1.05	53.78	-	-	-
SS	29.91	8.62	61.47	-	-	-
TH	-	-	-	95.98	0.19	3.83
TS	-	-	-	37.24	6.49	56.27
átlag	75.58	2.18	22.24	78.61	2.72	18.67

A táblázatból látszik, hogy a hímek és nőstények esetében is a fajok közti variabilitás átlaga (75.58 illetve 78.86) kiugróan a legnagyobb. A hímek esetében a szárnyak méreteinek a variabilitása a fajok között a legnagyobb. Ez megegyezik a diszkriminancia analízis eredményeivel, mely szerint e jellegeknek van a legnagyobb diszkrimináló ereje a hímeknél. Nőstényeknél a fajok közti variabilitás értékek közül a tojócső- és a femur hosszúságának a legnagyobbak az értékei, ezt követi a szárnyak mérete. Ez szintén megegyezik a diszkriminancia analízis eredményeivel.

AZ EREDMÉNYEK MEGVITATÁSA

A mért jellegek minimum és maximum értékei alapján a nőstényeknél öt, a hímeknél három karaktert találtunk, amelyek statisztikailag elkülönítő bélyegnek bizonyultak valamely fajnál. Az eltérések azonban oly kismértékűek voltak, hogy gyakorlati jelentőségük nincs.

Az általunk mért jellegek adatai közül a pronotum, az ugróláb és a tojócső hosszúságát hasonlítottuk össze más kutatók mérési eredményeivel²⁷. E jellegek mellett a szárnyak méreteit és a szubgenitális lemez méreteit is össze tudtuk

²⁷ Frivaldszky, 1867; Wattenwyl, 1882; Wattenwyl, 1891; Ramme, 1951; Bei-Bienko, 1965; Čejchan, 1958; Čejchan, 1959; Kis, 1960; Harz, 1969; Ingrisich, 1991; Orci-Nagy-Szövényi-Rác-Varga, 2004.

hasonlíttani az *I. modestior* és *I. stysi* Orci²⁸ által közölt adatokkal. A publikációkból csak azokat az adatokat vettük figyelembe, ahol a szinonimákról elég nagy biztonsággal el lehetett dönteni, mely - napjainkban érvényes - fajra vonatkoznak. Pl. Ramme²⁹ *I. pyreneae* név alatt közölt adatait az általunk *I. kraussi* néven³⁰ közölt adatokkal vettem egybe. Bei-Bienko³¹ az *I. pyreneae* név alatt említi az *I. kraussi* fajt, mint szinonimát, és leírja, hogy Magyarországon is előfordul. Így az általa közölt adatokat is felhasználtam az összehasonlításban.

Az általunk mért adatok többsége átfed a más kutatók által közölt adatok tartományával. Kivételt képez: a pronotum hossz maximum értéke az *I. costata* nőstényeknél (6.3 mm); a femur hossz maximum értéke az *I. camptoxypha* (20.8 mm), *I. costata* (22.6 mm), *I. kraussi* (18.5 mm), *I. modesta* (23.3 mm) és *I. stysi* (21.8 mm) hímeknél valamint az *I. costata* (25.0 mm) nőstényeknél; a tojócső hossz maximuma az *I. costata* (17.0 mm) és *I. kraussi* (12.0 mm) esetében; a tojócső hossz minimum értéke az *I. modesta* (14.6 mm) fajnál. Figyelemre méltó, hogy mind az általunk, mind Orci által mért *I. modestior* tojócső hosszúságok maximuma 11.2 mm, míg minden más szerzőnél ez az érték magasabb. Az Orci és a saját maximum adataink néha még a mások által publikált minimum értéket sem érik el. Az *I. modestior* tojócsőhossz méretei az irodalomban: Brunner von Wattenwyl³²: 13-14 mm; Ramme³³: 11.5-12 mm; Čejchan³⁴: 11.2-13.1 mm; Kis³⁵: 11.5-14 mm; Bei-Bienko³⁶: 13-14 mm; Harz³⁷: 11.5-14.5 mm; Ingrisich³⁸: 12-14 mm. Ez különösen annak fényében érdekes, hogy első lépésben az egyedek többségét a hangjuk alapján azonosítottuk. A nőstények esetében ez azt jelentette, hogy a ciripelő hímek hangjára közeledő egyedeket fogtuk meg. Így a faji tévedést kizárhatjuk. Az *I. modesta* faj esetében a tojócső minimum értéke alacsonyabb (14.6 mm), mint más szerzőknél (15.0 mm), de az eltérés nem számottevő.

A hierarchikus varianciaanalízis eredményei alátámasztották a fajok közötti magas szintű differenciálódást. Mind a két nemnél a teljes morfológiai varianciának átlagosan a háromnegyedét a fajok közötti variabilitás adta. A hímeknél a szárnyak, míg a nőstényeknél a femur- és a tojócső hossza voltak a diszkrimináló jellegek.

²⁸ Orci, 2002

²⁹ Ramme, 1951.

³⁰ Ingrisich, 1991.

³¹ Bei-Bienko, 1965.

³² Brunner von Wattenwyl, 1891.

³³ Ramme, 1951

³⁴ Čejchan, 1959.

³⁵ Kis, 1960.

³⁶ Bei-Bienko, 1965.

³⁷ Harz, 1969.

³⁸ Ingrisich, 1991.

A fajok differenciálódásának mértékét az egyes jellegek átlagos értékeiből számított Euklédieszi távolságok alapján szerkesztett fenogramok segítségével is tanulmányoztuk. A fenogramokat filogenetikai kapcsolatként is lehet interpretálni, ha a vizsgált morfológia karakterek aránya nem mutat kiugró értéket a vizsgált objektumok (fajok) estében³⁹. A hímekre és a nőstényekre szerkesztett fenogramok szinte azonos szerkezetet mutattak. Az egyik alapvető hasonlóság a *costata-modesta* illetve a *camptoxypha-kraussi-modestior-stysi* fajcsoportok elkülönülése. A második hasonlóság, hogy ez utóbbi csoporton belül mindkét nemnél külön ágba került az *I. kraussi*. Harmadikként említjük meg az *I. modestior* és *I. stysi* fajok együttes megjelenését. Ugyanakkor különbség van a két fenogram között a fajcsoportokon belüli differenciálódás mértékében. A hímeknél a *costata* és a *modesta* között sokkal magasabb szintű volt a differenciálódás, mint a nőstényeknél. Ez a mintázat azt sugallta, hogy a nőstények esetében a lokális adaptáció valószínűleg jelentősebb különbséget eredményezett a populációk között, így csökkent a fajok közti diszkontinuitás. További elemzések szükségesek a habitatpreferencia és a morfológiai variabilitás közti kapcsolat vizsgálatához.

³⁹ Omland, 1997.

Irodalom

Bei-Bienko Grigorii Iakovlevich: *Fauna of the U.S.S.R. Orthoptera - Tettigoniodea Phaneropterinae*. Izdatel'stvo Akademii Nauk SSSR, Moszkva-Leningrad, 1954. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 1965. 381.

Blackith Robert E. & Kevan D. Keith McE.: *A study of the Genus Chrotogonus (Orthoptera): VIII. Patterns of variation in external morphology*. Evolution, 1967. 21. 1. 76-84.

Brunner von Wattenwyl Carl: *Prodromus der Europäischen Orthopteren*. Leipzig, 1882. 466.

Brunner von Wattenwyl Carl: *Additamenta zur Monographie der Phaneropteriden Verhandlungen der Kaiserlich-königlichen Zoologisch-botanischen Gesellschaft*. Wien, 1891. 196.

Čejchan Adolf: *Eine neue Art der Gattung Isophya Br. W. aus der Ostslowakei (Orthoptera-Tettigonidae)*. Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen, 1958. 6. 124-126.

Čejchan Adolf: *A contribution to the distribution of some rare species of orthopteroid insects in Bohemia and Slovakia*. Acta Musei reginaehradecensis S. S. Scientia naturalis, 1959. 2. 173-182.

Frivaldszky János: *A Magyarországi Egyenesröpüek Magánrajza*. Eggenberger, 1867. Pest. 201.

Harz Kurt: *Die Orthopteren Europas I. Series Entomologica 5*. Dr. W. Junk, The Hague, 1969. 749.

Hochkirch Axel: *A phylogenetic analysis of the east african grasshopper genus Afrophlaeoba Jago, 1983 (Orthoptera: Acridoidea: Acridinae)*. Dissertation. Cuvillier Verlag, Göttingen, 2001. 193.

Ingrisch Sigfrid: *Taxonomie der Isophya-Arten der Ostalpen (Grylloptera: Phaneropteridae)*. Mitteilungen der Schweizerischen entomologischen Gesellschaft, 1991. 64. 269-279.

Kis Béla: *A Romániában előforduló Isophya fajok (Orthoptera, Phaneropterinae) revíziója*. Acta Zoologica Hungarica, 1960. 3-4. 349-369.

Orci Kirill Márk: *Orthoptera fajcsoportok bioakusztikai és morfometriai vizsgálat*. PhD Dolgozat, Debrecen, 2002. 122.

Orci Kirill Márk-Nagy Barnabás-Szövényi Gergő-Rácz István-Varga Zoltán: *A comparative study on the song and morphology of Isophya stysi and I. modestior (Orthoptera, Tettigoniidae)*. Zoologischer Anzeiger-A Journal of Comparative Zoology, 2004. 244. 1. 34-42.

Ramme Willy: *Zur Systematik, Faunistik und Biologie der Orthopteren von Südost-Europa und Vorderasien*. Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin, 1951. 27. 148-156.

Omland Kevin E.: *Correlated rates of molecular and morphological evolution*. Evolution 51(5): 1381-1393. 1997

Kézirat leadva: 2015. december

Karches Tamás–Bencsik Dániel

ÜVEGHÁZHATÁSÚ GÁZKIBOCSÁTÁS FIXFILMES SZENNYVÍZKEZELŐ ELJÁRÁSBAN

Bevezetés

Szennyvízkezelés során jelentős mennyiségű üvegházhatású gázt (röviden GHG-t) bocsátunk ki, melyek közül főként a CO₂, CH₄, N₂O emisszió a számottevő. A nemzetközi klímaváltozásért felelős csúcscsopottság (IPCC) ajánlása alapján bevezetjük a globális felmelegedési potenciál (GWP) fogalmát, mellyel a különböző kibocsátott gázok a globális felmelegedéshez való hozzájárulásuk tekintetében hasonlíthatóak össze. Az összehasonlítás alapját a szén-dioxid képezi, vagyis a többi kibocsátás hatását az adott tömegű szén-dioxidhoz képest számoljuk adott időintervallumra vonatkozóan. Az IPCC eredményei alapján a GWP értéke 100 éves időtartamra metán esetén 25, dinitrogén-oxid esetében 298. Ez praktikus azt jelenti, hogy az 1 g kibocsátott metán ugyanolyan mértékben járul hozzá a globális felmelegedéshez, mint 25 g CO₂. A GWP meghatározásához az adott vizsgált gázkomponens átlagos élettartama is döntő jelentőséggel bír; a CH₄ átlagos élettartama 12 év, a N₂O-é 114 év¹.

A keletkező szén-dioxid és metán mennyisége függ a szennyvíz szervesanyag-tartalmától – melyet gyakran a biológiai oxigénigénnyel (BOI), és kémiai oxigénigénnyel (KOI) tudunk jellemezni –, a szennyvíz hőmérsékletétől és a kialakított rendszer típusától. A dinitrogén-oxid mennyisége elsősorban a telepre befolyó szennyvíz nitrogéntartalmától függ².

A következőkben néhány szennyvíztisztító telepekre kidolgozott üvegházhatású gázemisszió becslési módszert foglalunk össze, az egyszerű fajlagos értékeken alapuló becslésektől a biokinetikai modellekig. Ezután az egyedi matematikai modellezési módszertant fixfilmes technológiát alkalmazó félüzemi rendszerre alkalmazzuk, mely segítségével a GHG-kibocsátást számszerűsítjük, illetve ezen szempontok alapján javaslatokat teszünk az üzemeltetési paraméterek optimalizációjára.

Az üvegházhatású gázkibocsátások számszerűsítése

A következőkben összefoglalunk néhány GHG becslési módszert az egyszerű, gyors becslésektől haladva az összetettebb biokinetikai modellek felé, melyet széleskörűen használnak a szennyvíztelepi emissziók meghatározására.

IPCC útmutató

Az IPCC által megfogalmazott útmutató a kibocsátások becslését nem az egyes technológiákra/telepekre bontja le, hanem az adott országra vonatkozó átlagértékekkel számol. Az éves szerves-, illetve tápanyagterhelésből indul ki,

¹ Corominas–Flores–Alsina–Snip–Vanrolleghem, 2010.

² Snip, 2009.

majd ezt felhasználva a fajlagos kibocsátásokból következtet az éves emisszióra. Metán esetében korrekciós tényezőt használ a rendszer aerobitásának függvényében, dinitrogén-oxid esetében pedig 3,2 g N₂O/fő/nap fajlagos értéket kell figyelembe venni³. A módszer jelentős bizonytalansággal terhelt, ugyanakkor kis adatigényű, gyors becslő módszer.

Bridle modell

A Bridle modell hat részterületre bontja a kibocsátási helyeket: biológiai szennyvízkezelés, kémiai szennyvízkezelés, iszaprohasztás, iszaphasznosítás, biogáz felhasználás és telepi energiafogyasztás⁴. Az összes, biológiai folyamatból származó egyenérték szén-dioxid kibocsátás további részterületekre bontható; szervesanyag bomlása, oxidációs folyamatok és a nitrifikáció/denitrifikációból származó dinitrogén-oxidok.

A szennyvíztisztító rendszerek működéséhez szükséges energiát külső forrásból igénybe véve, közvetve nő az üvegházgáz kibocsátás, mivel az energia előállítása során is kerül CO₂, N₂O és CH₄ a levegőbe. Az egyes energia-előállítási módok jelentős eltérést mutatnak GHG-emisszió szempontjából. Az 1 kWh termelt áram CO₂ kibocsátása, széntüzelésű erőműnél 877 g CO₂, kőolaj-tüzelésű erőműnél 604 g CO₂, gáz-tüzelésű erőműnél 353 g CO₂. Ennél csekélyebb kibocsátása van a vízerőműveknek (10 g CO₂/kWh) és az atomerőműveknek (9,3 g CO₂/kWh)⁵.

A szennyvíztelepek energiaszükségletéből származó GHG-kibocsátás számításához ország specifikus ún. „energia-mix”-et szokás alkalmazni, amely megmutatja, hogy az adott ország energia termelése milyen forrásból származik, és mekkora részarányt képviselnek az egyes elemek.

A Bridle modellt alkalmazva egyszerűen, a biológiai/kémiai átalakulások sztöchiometriája alapján konverziós faktorokkal számolva az egyes kibocsátási helyek emisszióit összegezhethetjük. A reakcióegyenletek azonban számos közelítésre hagyatkoznak (pl. biomassa összegképletének felírásakor, konverziós faktorok bevezetésekor). A fent említett közelítések kiküszöbölésére dinamikus modelleket alkalmazunk, mellyel a változó szennyvízösszetétel, és ebből kifolyólag a biológiai folyamatok és egyes technológiai egységek hatékonyságának változása is figyelembe vehető.

Biokinetikai alapú közelítések

A GHG-kibocsátás meghatározása érdekében az biokinetikai modellnek tartalmaznia kell a különböző nitrogénformák transzportegyenleteit, melyre több közelítés is alkalmas; az BSM₂, ASM-2N₄DN⁶ és a Mantis 3 modell⁷.

ASM-2N₄DN

A modell a kétlépcsős nitrifikáció mellett négylépcsős denitrifikációval számol, ezáltal lehetséges az egyes nitrogénformák közvetlen számszerűsítése

³ International Panel on Climate Change, 2001.

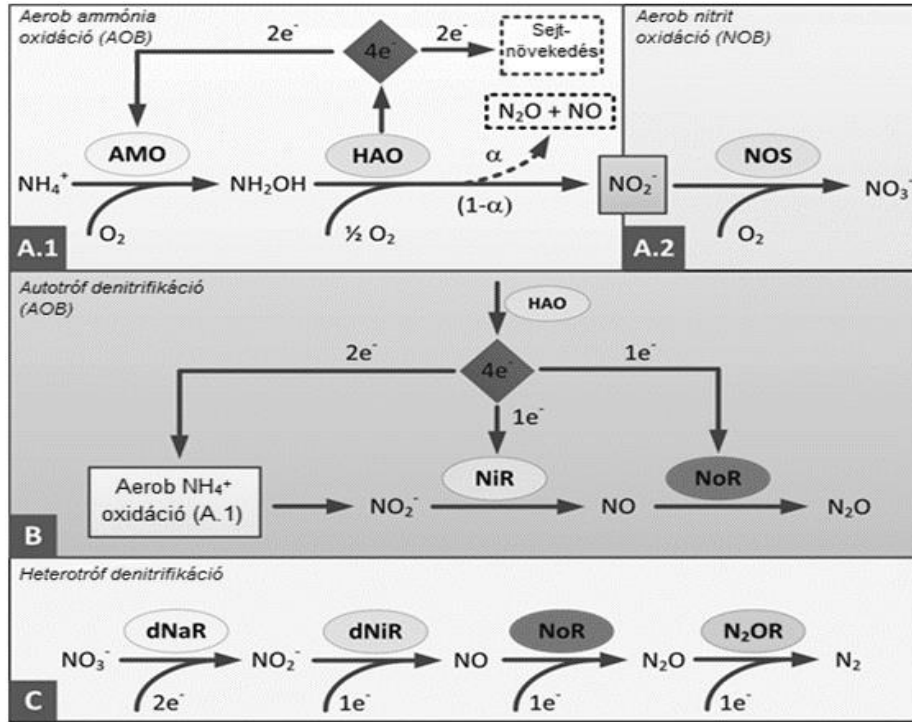
⁴ Bridle Consulting, 2007.

⁵ Hydromantis Environmental Software Solutions Inc., 2013.

⁶ Guo–Vanrolleghem, 2013.

⁷ Hydromantis, 2013.

(NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , NO , N_2O , N_2). Az 1. ábra a modellezett nitrogéneltávolítási lépéseket során keletkező N_2O kibocsátási útvonalakat foglalja össze.



1. ábra: A nitrifikációból és denitrifikációból származó N_2O kibocsátás folyamatai egyszerűsítve⁸

Az ábra A jelű része a nitrifikáció két baktériumcsoport által végzett lépéseit, az ammónium oxidálók (AOB), és a nitrit oxidálók (NOB) folyamatait szemlélteti. Az ammónium ionok a NH_2OH köztiterméken keresztül alakulnak át nitritté. A vegyület nitritté történő oxidációja közben melléktermékként képződik N_2O . A nitrit ionok felhalmozódása a gáz intenzívebb felszabadulását okozhatja.

Az ábrán B-vel jelölt folyamat alacsony oldott oxigénszint esetén jellemző. Oldott oxigén hiányában az ammónium oxidálók NO_2^- ionokat is felhasználhatnak oxigénforrásként. Így a denitrifikáció közties lépéseivel hasonlóan, a nitrit nitrogén-monoxidná redukálódik, ami végül dinitrogén-oxidná.

Az ábra C része az említett négylépcsős denitrifikációt vázolja fel, melyet négy különböző (rövidítésekkel jelölt) enzim katalizál. A dinitrogén-oxid a nitrogén-monoxidból redukálódik, melyből végtermékként nitrogén gáz fejlődik. A NO felhalmozódása gátolhatja a N_2O nitrogénné történő redukcióját, megemelve

⁸ Ni-Ruscalleda-Pellicer-Nacher-Smets, 2011.

ezáltal a GHG kibocsátást. Továbbá, az alacsony C/N arányú szennyvíz szintén magasabb N₂O emissziót eredményez⁹.

Mantis 3 modell

A Mantis 3 biológiai sémája az ASM2d-re épül, azzal a kiegészítéssel, hogy többféle szerves szubsztrát felhasználási utat különít el, valamint a nitrifikációt és denitrifikációt két lépésre bontja. Ezen felül modellezhető a kolloidális szervesanyagok adszorpciója, anaerob ammónia oxidáció (lásd: Anammox eljárás), gáz-folyadék átadási folyamatok: az oxigén gázból folyadékfázisba történő átadásán kívül a CO₂, N₂, CH₄, H₂ és N₂O abszorpcióját is figyelembe veszi a K_La anyagátadási együttható és a telítési koncentrációk alapján, pH alakulása az egyes műveleti egységekben¹⁰.

Ezen felül a Mantis 3 modell legnagyobb előnye, hogy a GPS-X 6.3-as szimulátort használva az üvegházhatású gázkibocsátás számszerűsíthető három emissziós utat feltételezve:

1. Közvetlen emissziók:

- CO₂ felszabadulása az aerob, anoxikus, és anaerob biológiai folyamatokból
- N₂O kibocsátás a nitrifikációnak/denitrifikációnak köszönhetően
- CH₄ fejlődés az anaerob folyamatok által
- Üzemi anyag fogyasztásból eredően

2. Közvetett, energiafogyasztásra visszavezethető emissziók:

- Szivattyúk energiafelhasználása által
- Levegőztetés energiaigénye miatt
- Egyéb energiafogyasztásnak betudhatóan

3. Anyagfelhasználás miatt fellépő emissziók:

- Vegyszerfelhasználásból eredően
- Berendezések előállítása miatt (pl. membránok, hordozók)
- Anyagok szállítása által

A modell figyelembe veszi a közvetlen GHG anyagmérleg negatív előjelű tagjait is, melyek a kibocsátásokat csökkentik. Ide tartozik a biológiai megkötés (pl. nitrifikáció CO₂ felhasználása), és a metán lehetséges felhasználásai (pl. metán elfáklázása, felhasználás hőtermelésre vagy villamos energia termelésre).

Modell kalibráció a vizsgált fixfilmes félüzemi rendszerre

A vizsgálatokhoz 12 m³ össztérfogatú hatreaktoros kaszkádszert választottunk, melyben a biofilm hordozó rögzített, kifeszített szövetlapokból álló rendezett háló.

Egység/Paraméter	Érték	Mértékegység
Anoxikus reaktorok hasznos térfogata	4,08	m ³
Aerob reaktorok hasznos térfogata	7,96	m ³

⁹ Uo.

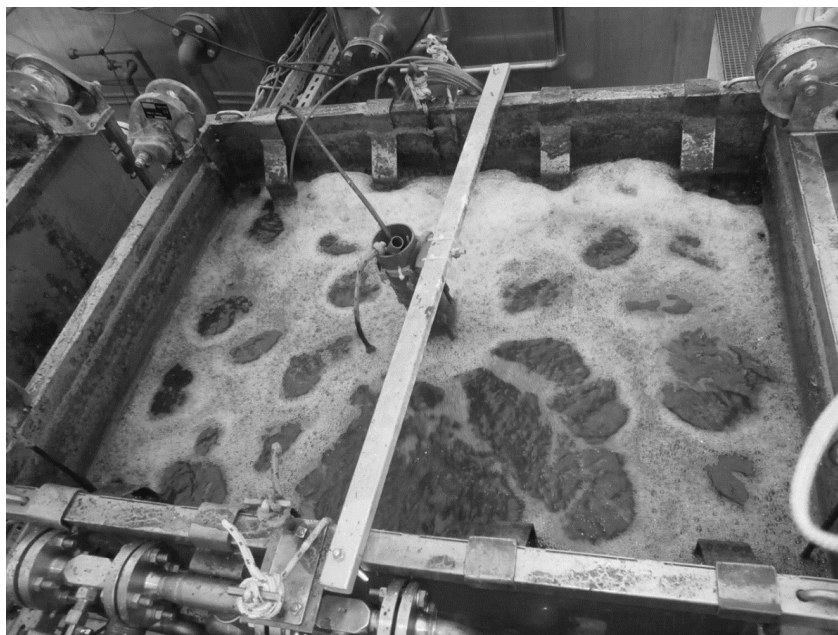
¹⁰ Hydromantis, 2013.

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

Reaktorok mélysége	1,87	m
Sorba kötött reaktorok száma	6	-
Biofilm hordozófelület a rendszerben	193,5	m ²

1. táblázat: A félüzemi rendszer főbb fizikai paramétereit

Az első két reaktorban anoxikus, az ezt követő négy reaktorban aerob körülményeket tartottunk. A belső recirkuláció a hatodik reaktorból szállítja az nitrátban koncentrált vizet az első reaktorba. A finombuborékos levegőztetés az oxigénbevitelen kívül a keverést is szolgálja, így az elődenitrifikációhoz használt anoxikus reaktorokban is 0,3-0,4 mg/l oldott oxigénszintet tartottunk. A rendszer főbb méreteit az 1. táblázat mutatja.



2. ábra: Fénykép a félüzemi kaszkád egyik eleméről

2. táblázat: A félüzemi rendszerbe be- és elfolyó víz minősége

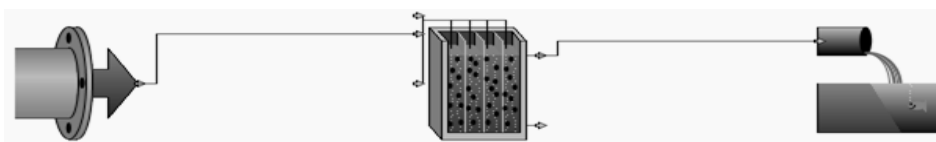
A vizsgált időszak szennyvízösszetétele	Befolyó szennyvíz	Elfolyó
KOI (mg/L)	529	117
Szűrt KOI (mg/L)	144	38
NH ₄ -N (mgN/L)	46	0,12
NO ₂ -N (mgN/L)	0,28	0,1
NO ₃ -N (mgN/L)	0,31	18,3
Összes-N (mgN/L)	63	24

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

PO ₄ -P (mgP/L)	5,6	6,4
Összes-P (mgP/L)	9,5	8,2
Lebegőanyag (mg/L)	264	82
Szerves lebegőanyag (mg/L)	227	68

A biokinetikai modell kalibrálása összetett folyamat, azonban jól elkülöníthető lépéseken keresztül könnyen strukturálható. Először is keresni kell egy olyan időintervallumot, amikor a rendszer eléri az egyensúlyi állapotát. Ekkor az üzemeltetési paramétereket (pl. levegőztetés, hidraulikai terhelés) azonos értéken tartva a különböző kontrollváltozók (pl. hőmérséklet) elfolyó vízminőségre gyakorolt hatását vizsgálhatjuk. A fixfilmes technológiákban a biomassza tetemes része a nagy fajlagos felületű hordozóhoz kötődik. A kifejlett biofilm tömege időben állandósul, dinamikus egyensúlyban van a biofilm felépülés és a leválás. A modell kalibrációhoz a befolyó, illetve elfolyó kezelt szennyvíznek egy 12 napos mérésorozatban meghatározott napi átlagértékeit használtuk fel, melyeknek összesített átlagát a 2. táblázat mutatja.

A számításokhoz a 3. ábrán szemléltetett GPS-X modellt építettük fel.



3. ábra: A félüzemi reaktorkaszád számítógépes modelljének rajza

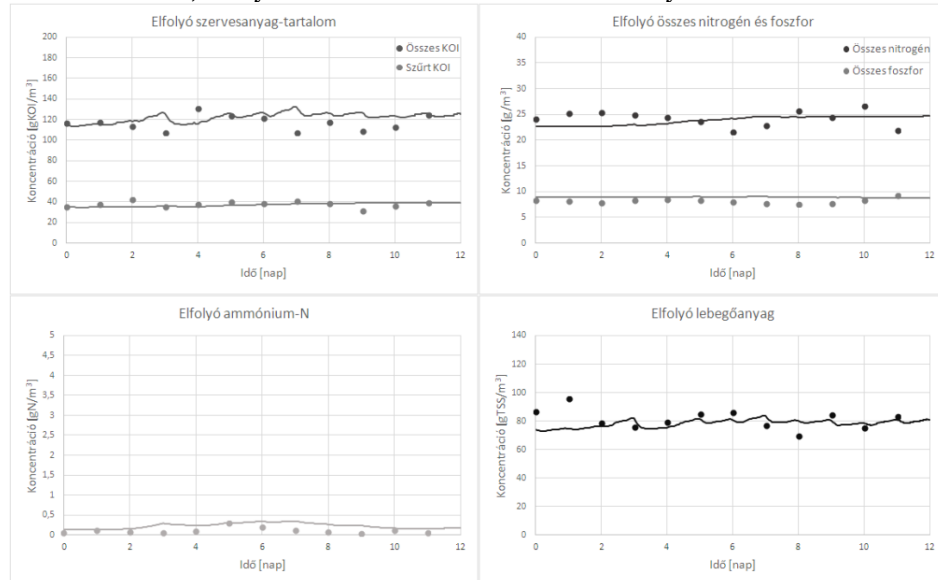
Az üzemeltetési paramétereket, a szennyvízminőségi változókat, illetve az ezek alapján meghatározott befolyó szennyvízfrakciókat 12 napos vizsgálati időtartamra, napi bontásban adtuk meg. A befolyó szennyvíz frakcionálásához a szűrt és homogén mintából mért értékeket, arányokat használtuk. Ez alapján a $KOI_{szűrt}/KOI$, BOI/KOI , illetve $BOI_{szűrt}/KOI_{szűrt}$ arányok rendre 0,28, 0,54 és 0,51 értéket vettek fel. A kolloidális szubsztrát mennyiségére korábbi mérések alapján 43,4 mgKOI/l értéket állítottunk be. A lebegőanyag szerves hányada (VSS/TSS) 0,86, a partikulált KOI/TSS arány pedig 1,67-nek adódott.

A kalibráció során szimulációk ismételt futtatásával igazítottuk a modellezett elfolyó koncentrációkat a laborban mért értékekhez, a kinetikai paraméterek finomhangolásával. A kalibráció során a következőket változtattuk:

- (i) ammónium-ionok biofilmen keresztüli diffúziós állandójának csökkentése $9,5 \cdot 10^{-7}$ cm²/s értékre, a nitrifikáció beállításához
- (ii) Az anoxikus heterotróf mikrobák hozamát 0,825 gKOI/gKOI értékre állítottuk, mert a mérthez képest túl alacsony elfolyó nitrát koncentrációt tapasztaltunk,
- (iii) az inert szilárd anyagok hidrolízisének sebességi állandóját 0,045 1/d értékre állítottuk, a lebegőanyag-lebontás pontosításához.

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

A kalibrációs eredményeket a 4. ábra foglalja össze. A diszkrét pontok a mérési adatokat, a folytonos vonal a szimuláció eredményeit szemléltetik.



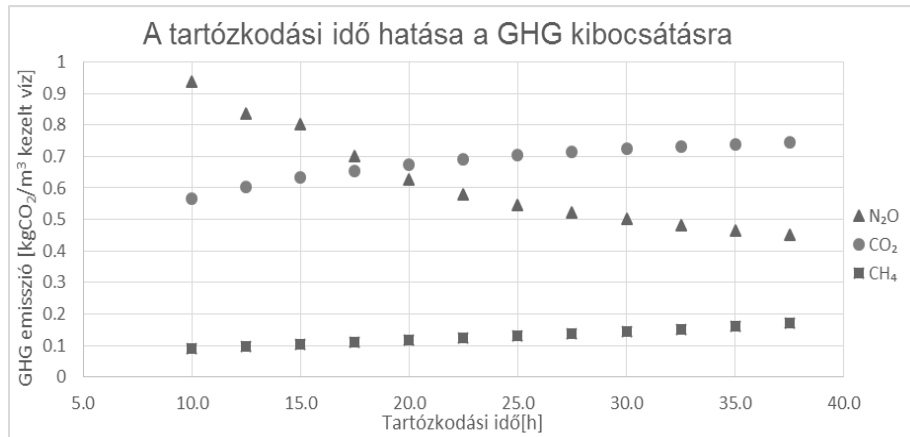
4. ábra: A modell kalibráció ábrázolása, mért (diszkrét pontok) és modellezett (folytonos vonal) értékek

Fixfilmes reaktorrendszer üvegházhatású gázkibocsátásai

Megvizsgáltuk, hogy a fixágyas bioreaktor rendszer kialakítása és üzemeltetési paramétereinek változása milyen hatást idéz elő az üvegházhatású gázok kibocsátásában. Az eredményeket kgCO₂-egyenérték/m³ kezelt szennyvíz mértékegységben fejeztük ki. A következőkben bemutatjuk a reaktortérfogat, hőmérséklet, az oldott oxigén és belső recirkuláció szerepét.

A reaktortérfogat szerepe

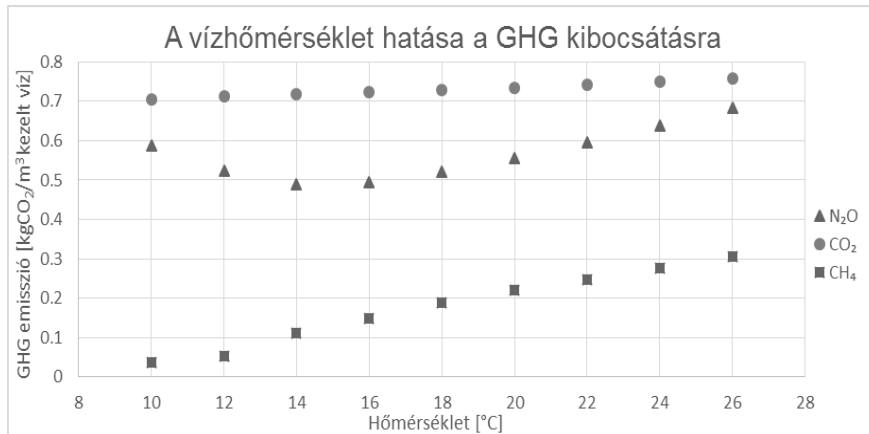
Nagyobb reaktortérfogat hosszabb tartózkodási időt eredményez, mely megemeli a CO₂ és CH₄ kibocsátást, az intenzívebb szervesanyag-hasznosítás miatt (5. ábra). A N₂O emissziója viszont csökken, ugyanis a nitrifikáció, és a denitrifikáció lejátszódására több idő áll rendelkezésre; a biológiai folyamatok hatékonyabban mennek végbe és kevesebb közti termék felszabadulását teszik lehetővé. Így a közvetlen kibocsátások összességében is csökkennek. A közvetett emissziók csak nagyon kis mértékben növekednek, alapvetően azért, mert így nagyobb reaktortérfogat levegőztetése szükséges ugyanakkora oxigénkoncentráció eléréséhez, és az intenzívebb aerob biológiai folyamatok magasabb oxigénfogyasztással is járnak.



5. ábra: A tartózkodási idő közvetlen GHG kibocsátásra gyakorolt hatása

A hőmérséklet szerepe

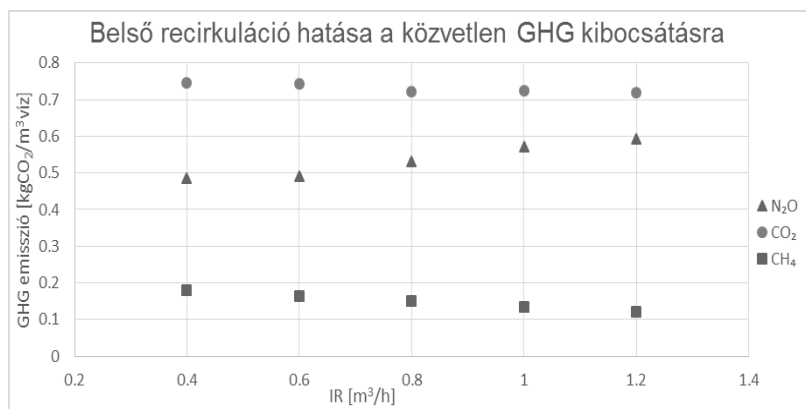
A biológiai eredetű kibocsátások közül a szén-dioxid gáz a legjelentősebb. A hőmérséklet növekedése azonban nagymértékben megnöveli a metánképződést, mely a vastag biofilm anaerob rétegeiben jön létre. Ezentúl a N₂O képződés is növekszik, mely szintén a biofilm oxigénhiányos rétegeiben jelentős (6. ábra). Ezen kívül, 14 °C-nál alacsonyabb hőmérsékleteknél tapasztalható, hogy megnő a N₂O képződés, ugyanis a nitrifikáló baktériumok lassabb metabolizmusa során több melléktermék szabadul fel. A közvetlen összkibocsátás a hőmérséklettel növekszik, melyhez képest az energiafelhasználásból eredő emissziók növekedése elhanyagolhatóan kismértékű. (Csupán azért változik minimálisan, mert a hőmérséklettel csökken az oxigén vízben való oldhatósága, növelve a levegőztetési igényt.)



6. ábra: A hőmérséklet közvetlen GHG kibocsátásra gyakorolt hatása

A belső recirkuláció szerepe

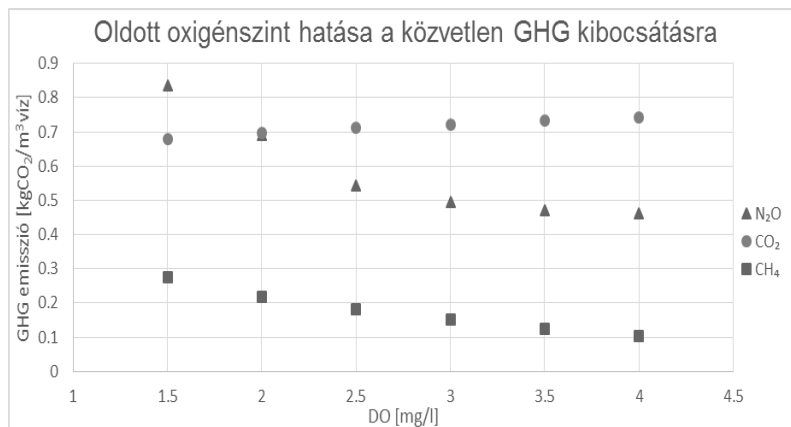
A belső recirkuláció könnyen szabályozható paraméter, térfogatáramának növelését gyakran alkalmazzák a nitrát-eltávolítás javítására. Ennek hatása, hogy kismértékben csökkenthető a biológiai CO_2 , és CH_4 kibocsátás, ám a N_2O kibocsátás növekszik. Ez azzal magyarázható, hogy az anoxikus reaktorba nitrát-nitrogénben koncentráltabb vizet juttatunk vissza, melyben a KOI mennyisége már jelentősen lecsökkent a szervesanyag-eltávolítás során, így a kaszkád első reaktorában nagyobb mennyiségben lesz jelen nitrát-nitrogén a befolyó szénforráshoz képest. Alacsonyabb C/N arány esetén pedig nagyobb N_2O kibocsátással jár a denitrifikáció. Emiatt nő a közvetlen, és az összesített GHG kibocsátás is. A nagyobb térfogatáram biztosításához több energiát is fogyaszt a recirkulációs szivattyú, így minimális mértékben a közvetett kibocsátás is nő. Tisztítás szempontjából tehát előnyös, de GHG kibocsátás szempontjából hátrányos a növelés.



7. ábra Belső recirkuláció közvetlen GHG kibocsátásra gyakorolt hatása

Az oldott oxigénkoncentráció szerepe

Az oldott oxigénkoncentráció növelésével a közvetlen emissziók közül a CO_2 kibocsátás növekszik, a szerves vegyületek bontása miatt, a CH_4 és a N_2O emisszió viszont ennél nagyobb mértékben csökkenthető, hiszen így egyre nő a rendszer aerobitása. 2,5 mg/l koncentráció alatt jelentősen megnő a N_2O felszabadulás; ahogy kevesebb O_2 áll rendelkezésre az ammónium oxidáló baktériumok számára, az 1. ábrán bemutatott autotróf denitrifikációs folyamat által egyre több N_2O keletkezik. A közvetett kibocsátás növekszik a magasabb oxigénszint, az intenzívebb levegőztetés miatt. Ezzel szemben az összkibocsátás jelentősen lecsökkenthető az oxigén koncentráció kellően magas szinten tartásával, mely alacsony hőmérsékleteknél és magas befolyó terheléseknél a biológiai folyamatok stabilabb működését is biztosíthatja. Túl magas, 4 mg/l feletti értéket azonban nem gazdaságos alkalmazni biofilmes rendszerekben sem, mert a tisztítás hatékonyságát alig befolyásolja, és a levegőztetés költségeit megemeli.



8. ábra Oldott oxigénszint közvetlen GHG kibocsátásra gyakorolt hatása

Összefoglalás, következtetések

A vizsgálatok során fixágyas biofilm hordozóval ellátott, félüzemi léptékű szennyvízkezelési technológia üvegházhatású gázkibocsátását vizsgáltuk különböző üzemeltetési paraméterek mellett. A számításokhoz a GPS-X 6.3 szimulátort alkalmaztuk, melyben a biokinetikai modellre épül a GHG-kibocsátást becsülő algoritmus. A modell kalibrációjához, a félüzemi reaktorkaszkádon végzett mérésorozatot használtuk.

A szimulációs eredmények minden esetben azt mutatják, hogy a közvetlen, biológiai eredetű gázkibocsátások számottevőbbek, mint a közvetett, energiafelhasználásból eredőek. A reaktortérfogat növelése magasabb hidraulikai tartózkodási idővel jár; így, az alacsonyabb elfolyó koncentrációk mellett, jóval kevesebb dinitrogén-oxid gáz felszabadulását is eredményezi, a hatékonyabb nitrifikációnak és denitrifikációnak köszönhetően; és csupán kismértékben növeli a többi (szén-dioxid, metán) közvetett kibocsátást. Azonban megfontolandó, hogy a csökkenő GHG kibocsátás reményében a biológiához szükségesnél nagyobb térfogatokat használjunk. A hőmérséklet emelkedése a biológiai reakciók sebességét növeli; így a vizsgált elfolyó paraméterek szempontjából ugyan kedvező; ám az üvegházgáz fejlődést, különösen a dinitrogén-oxid, és metánképződést megnöveli. Ezen túlmenően, az oxigén rosszabb oldhatósága miatt a közvetett üvegházhatású gázkibocsátást is kis mértékben megemeli. A belső recirkuláció térfogatáramának növelésével hatékonyabb a denitrifikációs folyamat, de a reaktorba érkező szén/nitrogén arány csökkenése több dinitrogén-oxid gáz felszabadulását idézi elő, megnövelve az összkibocsátást; melyhez képest a szivattyúzás energiaigénye miatt a közvetett kibocsátás csak elhanyagolható mértékben növekszik. Az aerob reaktorokban jellemző oldott oxigénszint növelése kismértékben növeli a széndioxid-kibocsátást; viszont ez által egyre inkább aerob körülmények állnak fenn, és egyre kisebb mértékben szabadul fel metán, illetve dinitrogén-oxid, csökkentve az eredő kibocsátást. Mivel könnyen szabályozható paraméter, a GHG-kibocsátás csökkentésének hatékony eszköze lehet a levegőtetés-szabályozás.

Irodalom

Corominas, Ll., Flores-Alsina X., Snip L., Vanrolleghem P.A.: *Minimising overall greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants by implementing automatic control*. In.: Proceedings 7th IWA Leading-Edge Conference on Water and Wastewater Technologies, Phoenix, AZ, USA, 2010.

Laura Snip: *Quantifying the GHG emissions of WWTP's*. Thesis, Wageningen University, 2009.

International Panel on Climate Change: *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Atmospheric Chemistry and Greenhouse gases*, IPCC, 2001.

Bridle Consulting: *Development of a process model to predict GHG emissions from the water corporation metropolitan. WWTPs, BC*, 2007.

Hydromantis Environmental Software Solutions Inc.: *GPS-X Technical Reference*. Version 6.3, 2013.

Lisha Guo-Peter A. Vanrolleghem: *Controlling Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants* Bioprocess and Biosystems Engineering. 2013.

Bing-Jie Ni–Mael Rusalleda– Carles Pellicer-Nacher and Barth F. Smets: *Modeling Nitrous Oxide Production during Biological Nitrogen Removal via Nitrification and Denitrification: Extensions to the General ASM Models*. American Chemical Society, 2011.

Kézirat leadva: 2015. december

Fekete Árpád

HASZNÁLHATÓ-E A MATEMATIKA A MÉRNÖKI TERVEZÉSBEN FÖLDRENGÉSEK ERŐSSÉGÉNEK ELŐREJELZÉSÉRE?

Bevezetés

A földrengések prognózisának legfontosabb stratégiai feladata annak meghatározása, hogy egy adott térségben mekkora erősségű földrengésre kell számítanunk egy bizonyos időszakban. A mérnökök ennek az információnak az ismeretében képesek a különböző létesítményeket a várható földrengésekkel szemben ellenállónak tervezni. A földrengéskockázat meghatározásánál alapvető feladat az, hogy kiszámítsuk a földrengés által okozott talajmozgás mértékét (általában a gyorsulást) és különböző spektrális jellemzőit a vizsgált helyszínen.

A földrengéskockázat elemzésére kétféle eljárás ismeretes: a determinisztikus és a valószínűségi módszer. A determinisztikus módszer (DSHA – Deterministic Seismic Hazard Assessment) hátránya, hogy erősen függ a környezet múltbeli szeizmikus tevékenységének ismertségétől és elsősorban szeizmikusan erősen aktív területeken (lemezhatárokon) alkalmazható. Sokkal megbízhatóbb eredményeket kapunk a statisztikus valószínűség becslésen alapuló eljárással, mely PSHA (Probabilistic Seismic Hazard Assessment) módszerként ismeretes. Célja, hogy a végeredményt jelentő veszélyeztetettségi szint mértékét a vízszintes irányú PGA (peak ground acceleration) maximális talajgyorsulással jellemezze.

Magyar nyelvű szakirodalomban a PSHA módszer matematikai háttéréről nem olvashatunk. E cikk célja, hogy az olvasó a valószínűségi számítás segítségével belelásson a PSHA alkalmazásába, így képet kapjon a földrengések erősségének megbecslésére.

A PSHA módszer

A módszer alkalmazásához, azaz a földrengéskockázat statisztikus becslése céljából egy földrengés-előfordulási eloszlást kell feltételeznünk.¹¹ Ez az általánosan használt eloszlási modell a Poisson-modell. Legyen ξ az a valószínűségi változó, mely azon földrengések száma egy t időintervallumban, melynek erőssége legalább M magnitúdójú. Ha τ jelöli a legalább M magnitúdójú földrengés átlagos ismétlődési idejét, akkor

$$(1) P(\xi < 1) = F(1) = 1 - e^{-t/\tau},$$

ami annak valószínűsége, hogy egy adott t időintervallumban nem fordul elő M méretűnél nagyobb földrengés.

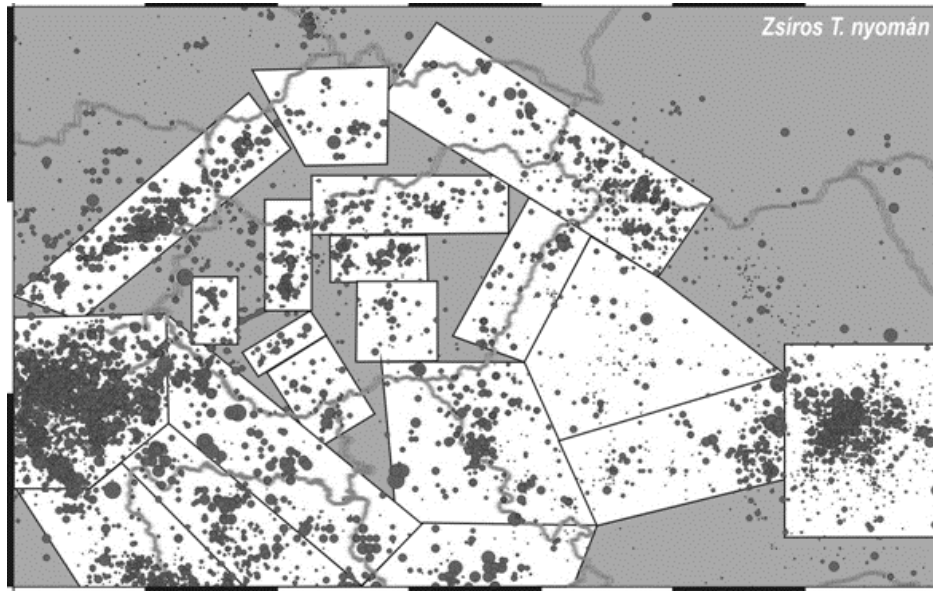
A PSHA alkalmazása során még feltesszük, hogy a földrengések egymástól függetlenek, valamint azt, hogy a tapasztalt földrengés-gyakoriság stacionárius. A PSHA eredménye általában egy adott időintervallumban és helyen várható maximá-

¹¹ Varga, 2011.

lis vízszintes irányú PGA-érték meghatározása. (Közönséges épületek tervezésénél százéves időszakon belüli csúcsgyorsulás-értéket határoznak meg.) A PGA mértékegysége a g , azaz a ms^{-2} . $0,001 g$ gyorsulás már érezhető, a $0,2 g$ esetén az emberek egyensúlyukat veszítik, végül $0,5 g$ gyorsulásértéket csak az erre tervezett épületek bírják ki. A PSHA analízis öt lépésből áll. Az alábbi öt alfejezet ezeket tárgyalja.

Vizsgált területre ható forrázónák kijelölése

A forrázónák általában olyan területeket jelentenek, amelyeken belül hasonló tulajdonságokkal bíró földrengések keletkeznek véletlenszerűen, hasonló valószínűséggel, illetve gyakorisággal. A forrázónák kijelölésének alapja a történelmi szeizmicitás, valamint geológiai és tektonikai ismeretek. A terület jellegű zónákon kívül kijelölhetők és a számításnál figyelembe vehetők a vetőzónákhoz kapcsolódó forrásterületek is. Érdeemes megnézni a Pannon-medence lehetséges forrázónáit az 1. ábrán¹². Ilyen térkép megszerkesztéséhez nagy segítség a földrengés-katalógus, melyben a vizsgált területen a múltban kipattant földrengések időpontja, földrajzi helye és becsült erőssége van felsorolva.



1. ábra

Hazánk bár definíció szerint aszeizmikus területnek tekinthető, jelentősebb földmozgások nálunk is előfordulhatnak. Ennek oka a Balkán-félszigeten húzódó Vardar-törésvonal (gyakorlatilag a Vardar-folyó völgye), amely Magyarország területén végződik, így aktivitása néha ránk is hatással van. Egy Richterskála szerinti 5-ös erősségű rengés kb. 20 évente következhet be. A legutóbbi ilyen esemény az 1985-ös berhidai földrengés volt, 4,9-es értékkel. Magyarorszá-

¹² Zsíros, 2000.

gon eddig 6 Richter-magnitúdónál, vagy 9 fokos Mercalli-intenzitásnál nagyobb földrengést hivatalosan még nem észleltek, de az 1763. június 28-án bekövetkezett rengés Komáromban becslés szerint 6,3 rekorderősségű volt, melyben a város egyharmada elpusztult és több mint hatvanan meghaltak.

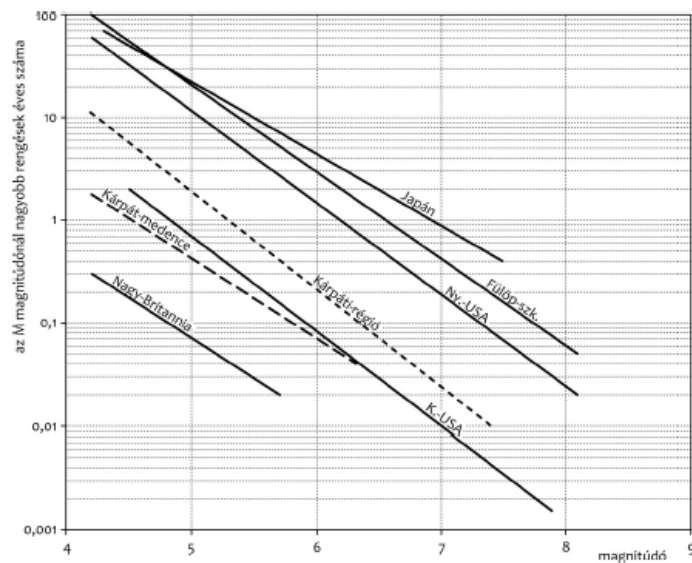
Tapasztalati összefüggés meghatározása a földrengések magnitúdója és ezek egységnyi időtartam alatt várható száma között

Beno Gutenberg és Charles Francis Richter 1956-ban közösen publikálták nevezetes egyenletüket¹³:

$$(2) \lg \lambda_m = a - bm,$$

ahol λ_m azon rengések gyakorisága, amelyek mérete legalább m magnitúdójú, a és b a területre jellemző állandók. Ezen konstansok meghatározásánál rendkívüli gondossággal kell eljárni, mivel értékük döntő befolyással van a végeredményre. Az a és b értékek meghatározásának alapja a regisztrált földrengés tevékenység. A b együttható pozitív értékéből következik, hogy a kisebb méretű rengés gyakoribb, vagyis minél kisebb földrengésekről van ismeret, az együtthatók értéke annál több adatból számítható ki. Tehát érzékeny földrengés megfigyelő rendszerrel a és b értéke még viszonylag rövid idő alatt is megbízhatóbbá tehető.

Érdekes a (2) egyenletet megvizsgálni a Föld különböző szeizmikus aktivitással jellemezhető részein¹⁴ (2. ábra). Az ábráról látható, hogy Magyarország szeizmikus aktivitása nagyjából megegyezik az USA keleti részére jellemzővel, és messze elmarad az aktív területekétől (Japán, Fülöp-szigetek).



2. ábra

¹³ Gutenberg–Richter, 1956.

¹⁴ Varga, 2011.

A (2) egyenlet segítségével megadható azon rengések magnitúdójának kumulatív eloszlásfüggvénye (CDF – cumulative distribution function), melyek valamely m_{min} minimális magnitúdónál nagyobbak. Ezt azért érdemes bevonni a számításokba, mert az m_{min} -nél kisebb magnitúdók nem játszanak szerepet a mérnöki tervezésnél hatástalanságuk miatt. Ha $F_M(m)$ jelöli az M valószínűségi változó kumulatív eloszlásfüggvényét, akkor

$$(3) \quad F_M(m) = P(M \leq m | M > m_{min}) = \frac{\lambda(m_{min} < M \leq m)}{\lambda(m_{min} < M)} = \frac{\lambda m_{min}^{-\lambda m}}{\lambda m_{min}} = \frac{10^{a-bm_{min}} - 10^{a-bm}}{10^{a-bm_{min}}} = 1 - 10^{-b(m-m_{min})}, \quad m > m_{min}.$$

Ha $f_M(m)$ jelöli az M sűrűségfüggvényét, akkor

$$(4) \quad f_M(m) = \frac{d}{dm} F_M(m) = \frac{d}{dm} [1 - 10^{-b(m-m_{min})}] = b \ln(10) 10^{-b(m-m_{min})}, \quad m > m_{min}.$$

A (4) egyenletet úgy kaptuk, hogy abban nincs meghatározva felső határ a magnitúdóra. Ha azonban megadunk egy maximális magnitúdót (m_{max}), feltételezve, hogy annál nagyobb erősségű földrengés kizárható egy adott területen, akkor a (3) és (4) a következőképpen módosul:

$$(5) \quad F_M(m) = \frac{1 - 10^{-b(m-m_{min})}}{1 - 10^{-b(m_{max}-m_{min})}}, \quad m_{min} < m < m_{max},$$

$$(6) \quad f_M(m) = \frac{b \ln(10) 10^{-b(m-m_{min})}}{1 - 10^{-b(m_{max}-m_{min})}}, \quad m_{min} < m < m_{max}.$$

A későbbi PSHA egyenletekhez a magnitúdók folytonos eloszlását érdemes átalakítani magnitúdók diszkrét halmazává. Tekintsük az alábbi táblázatot:

m_j	$F_M(m_j)$	$P(M = m_j)$
5.00	0.0000	0.4381
5.25	0.4381	0.2464
5.50	0.6845	0.1385
5.75	0.8230	0.0779
6.00	0.9009	0.0438
6.25	0.9447	0.0246
6.50	0.9693	0.0139
6.75	0.9832	0.0078
7.00	0.9910	0.0044
7.25	0.9954	0.0024
7.50	0.9978	0.0014
7.75	0.9992	0.0008
8.00	1.0000	0.0000

1. táblázat

Az első oszlopban az $m_{min} = 5$ és $m_{max} = 8$ közötti magnitúdók vannak feltüntetve 0,25 közökkel. A második oszlopban az (5) képlettel számított kumulatív eloszlásfüggvény szerepel, $b=1$ választással. A harmadik oszlop mutatja a magnitúdók diszkrét értékeinek valószínűségeit a

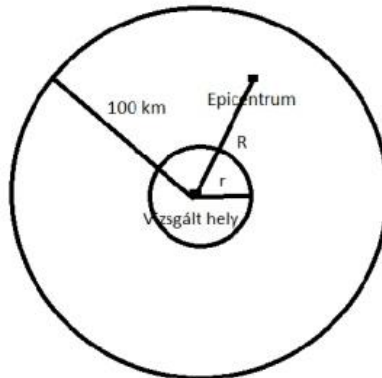
$$(7) \quad P(M = m_j) = F_M(m_{j+1}) - F_M(m_j)$$

összefüggéssel számolva.

Távolságeloszlás meghatározása az epicentrumtól a vizsgált területig

A PSHA egyenletekben szerepet játszik a vizsgált terület és az epicentrum távolságának eloszlása. Feltesszük, hogy a vizsgált terület környezetében a földrengés kipattanásának valószínűsége azonos. Távolságeloszlás számításra tekinthetjük az alábbi két példát¹⁵.

Az első példában a vizsgált helyünknek egy 100 km-es kör alakú környezetét vesszük, amelyben a földrengés kipattanásának helye bárhol fennállhat azonos valószínűséggel. Jelölje az R valószínűségi változó a helyünk és az epicentrum távolságát.



3. ábra

Ekkor annak valószínűsége, hogy az epicentrum a vizsgált helyünkötől egy r távolságnál közelebb van:

$$(8) P(R \leq r) = F_R(r) = \frac{r^2 \pi}{10000\pi}.$$

Ez alapján felírható az eloszlásfüggvény és a sűrűségfüggvény:

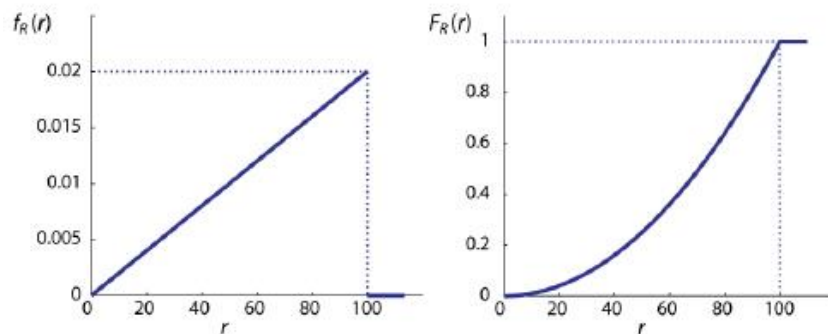
$$(9) F_R(r) = \begin{cases} 0 & , ha r < 0 \\ \frac{r^2}{10000}, & ha 0 \leq r < 100, \\ 1 & , ha r \geq 100 \end{cases}$$

$$(10) f_R(r) = \begin{cases} \frac{r}{5000}, & ha 0 \leq r < 100 \\ 0, & különben. \end{cases}$$

A 4. ábra a (9) és (10) grafikonját mutatja.

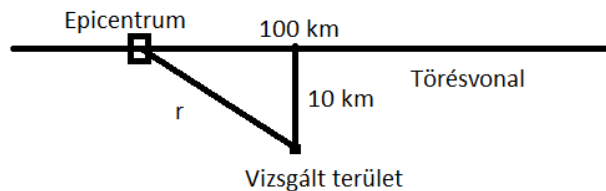
¹⁵ Baker, 2008.

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM



4. ábra

A második példában az epicentrum egy 100 km hosszú törésvonalon bárhol kialakulhat és a vizsgált helyünk 10 km-re fekszik a törésvonaltól (5. ábra).



5. ábra

Ha az R valószínűségi változó jelöli a vizsgált terület és az epicentrum távolságát, akkor annak valószínűsége, hogy ez valamely r -nél kisebb:

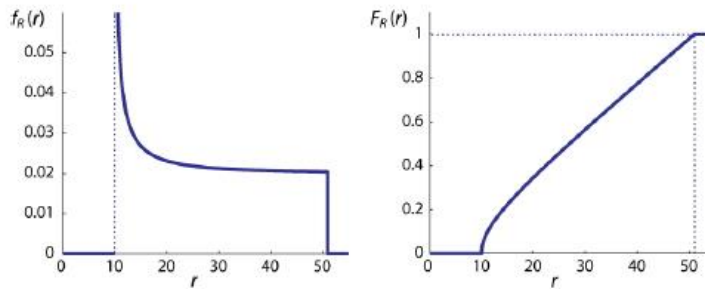
$$(11) P(R \leq r) = F_R(r) = \frac{\text{a törésvonal hossza } r \text{ távolságon belül}}{\text{törésvonal hossza}} = \frac{2\sqrt{r^2-100}}{100}.$$

Ez alapján felírható az R valószínűségi változó eloszlásfüggvénye és sűrűségfüggvénye:

$$(12) F_R(r) = \begin{cases} 0 & , \text{ ha } r < 10 \\ \frac{2\sqrt{r^2-100}}{100} & , \text{ ha } 10 \leq r < 51 \\ 1 & , \text{ ha } r \geq 51 \end{cases}$$

$$(13) f_R(r) = \begin{cases} \frac{r}{50\sqrt{r^2-100}} & , \text{ ha } 10 \leq r < 51 \\ 0 & , \text{ különben.} \end{cases}$$

A (12) és (13) összefüggéseket szemlélteti grafikonnal a 6. ábra.



6. ábra

A talajmozgás intenzitásának vizsgálata

Ebben a lépésben azt vizsgáljuk, hogy a forrászónától a vizsgált területig hogyan csökken a földrengés által keltett maximális vízszintes PGA értéke. Ennek elemzésére tekintünk az alábbi talajmozgás-intenzitás előrejelző modellt, mely valószínűségi eloszlást ad az intenzitásra:

$$(14) \ln IM = \overline{\ln IM}(M, R, \theta) + \sigma(M, R, \theta) \cdot \varepsilon,$$

ahol $\ln IM$ a talajmozgás-intenzitás mérték (általában PGA) természetes alapú logaritmus (IM – intensity measure). $\ln IM$ valószínűségi változó és normális eloszlással jól prezentálható. Az $\overline{\ln IM}(M, R, \theta)$ és a $\sigma(M, R, \theta)$ tagok a modell kimenetelei, melyek az $\ln IM$ feltételezett közepét, illetve szórását jelölik. Ezek a magnitúdó, a távolság és θ (egyéb paraméterek) függvényei. Az ε standard normális valószínűségi változó, mely $\ln IM$ -ben a megfigyelt variabilitást jellemzi.

A (14) egyenlet igen általános, ezt jobban megérthetjük, ha Carl Allin Cornell számítását figyelembe vesszük a PGA logaritmusának feltételezett közepére vonatkozóan¹⁶:

$$(15) \overline{\ln PGA} = -0,152 + 0,859M - 1,803 \ln(R + 25).$$

Cornell az $\ln PGA$ szórását 0,57-nek veszi és a modelljében minden magnitúdó és távolság konstans. A PGA természetes alapú logaritmus normális eloszlású valószínűségi változó, így könnyen kiszámítható annak valószínűsége, hogy egy bizonyos szintet meghalad a PGA:

$$(16) P(PGA > x|m, r) = 1 - P(PGA \leq x|m, r) = 1 - \Phi\left(\frac{\ln x - \overline{\ln PGA}}{\sigma_{\ln PGA}}\right).$$

A (16) bal oldalán szereplő valószínűség a PGA sűrűségfüggvényének segítségével is felírható:

$$(17) P(PGA > x|m, r) = \int_x^\infty f_{PGA}(u) du.$$

Tekintsünk (16)-ra konkrét számítási példát. Legyen adott egy 6-os erősségű földrengés, és azt vizsgáljuk, hogy az epicentrumtól 3, 10 és 30 km távolságra hogyan változik annak valószínűsége, hogy a PGA meghaladja a 0,5 g-t. Ez a

¹⁶ Cornell, 1968.

gyorsulásérték kritikus, mert ezt, mint említettük csak az erre tervezett épületek bírják ki.

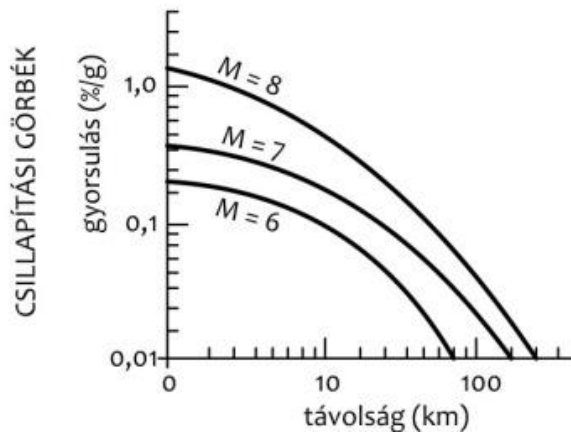
Először a (15) egyenlettel kiszámítjuk az $\ln PGA$ feltételezett közepeit, melyek 3, 10, 30 km távolságok esetén rendre -1,006, -1,408, -2,223. Az $\ln PGA$ szórása 0,57, ez változatlan. Így

$$P(PGA > 0,5|6, 3) = 1 - \phi\left(\frac{\ln 0,5 - (-1,006)}{0,57}\right) = 1 - \phi(0,55) = 0,2912$$

$$(18) P(PGA > 0,5|6, 10) = 1 - \phi\left(\frac{\ln 0,5 - (-1,408)}{0,57}\right) = 1 - \phi(1,25) = 0,1056$$

$$P(PGA > 0,5|6, 30) = 1 - \phi\left(\frac{\ln 0,5 - (-2,223)}{0,57}\right) = 1 - \phi(2,68) = 0,0037$$

Látható, hogy 3 km-es távolságban a 0,2912 komoly valószínűség, így ezt a tervezésnél kötelező figyelembe venni, de még 10 km-es távolságban a kb. 10 %-os valószínűség is figyelemre méltó. A 7. ábra a 6, 7, 8 magnitúdójú rengések PGA-jának csillapodásait mutatja a távolság függvényében.



7. ábra

PSHA egyenletek felírása az eddigi információk segítségével

A (14) összefüggésben már szerepelt az intenzitási mérték (IM), mint valószínűségi változó. Most már fel tudjuk írni azt az egyenletet, amely megadja azt a valószínűséget, hogy az intenzitási szint meghalad egy bizonyos x szintet:

$$(19) P(IM > x) = \int_{m_{min}}^{m_{max}} \int_0^{r_{max}} P(IM > x|m, r) f_M(m) f_R(r) dr dm,$$

ahol $P(IM > x|m, r)$ a (16), $f_M(m)$ a (6), míg $f_R(r)$ a (10) vagy (13) formulából számolható ki. Ez az egyenlet azonban nem ad tájékoztatást a földrengések gyakoriságáról a vizsgált területen. Kis módosítással megadható a valószínűség helyett annak gyakorisági rátája, hogy a földrengés intenzitása meghalad egy bizonyos x szintet:

$$(20)$$

$$\lambda(IM > x) = \lambda(M > m_{min}) \int_{m_{min}}^{m_{max}} \int_0^{r_{max}} P(IM > x|m, r) f_M(m) f_R(r) dr dm,$$

ahol $\lambda(M > m_{min})$ annak gyakorisági rátája, hogy a földrengés erőssége nagyobb, mint m_{min} .

Az előbbi egyenlet csak egy lehetséges kipattanási hellyel számol a vizsgált terület közelében, de előfordulhat, hogy a közelben több forrászóna lehet. Ekkor a (20) egyenlet tovább általánosítható. Legyen n db forrászónánk, ekkor felírható, hogy

$$(21) \quad \lambda(IM > x) = \sum_{i=1}^n \lambda(M_i > m_{min}) \int_{m_{min}}^{m_{max}} \int_0^{r_{max}} P(IM > x | m, r) f_{M_i}(m) f_{R_i}(r) dr dm.$$

Praktikusabb azonban a számításokhoz a (21) egyenlet diszkrétizált változatát használni:

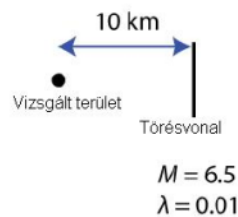
$$(22) \quad \lambda(IM > x) = \sum_{i=1}^n \lambda(M_i > m_{min}) \sum_{j=1}^{n_M} \sum_{k=1}^{n_R} P(IM > x | m_j, r_k) P(M_i = m_j) P(R_i = r_k),$$

melyben a $P(M_i = m_j)$ kiszámításához a (7) összefüggést alkalmazzuk.

A (21) és (22) egyenleteket *PSHA egyenleteknek* nevezzük. Az eredmény, azaz egy bizonyos intenzitási szint meghaladási rátája nagyon hasznos mérnöki döntések meghozatalakor, rengésbiztos építmények tervezése kapcsán. A következő fejezet példákat ad ezen egyenletek gyakorlati alkalmazására.

Példák PSHA számításokra

Az első példában egy törésvonal szerepel, ahol $M=6,5$ erősségű földrengés pattan ki, $\lambda=0,01$ éves gyakorisággal. A vizsgált helyünk 10 km-re helyezkedik el a törésvonaltól (8. ábra).



8. ábra

A Cornell-modell alapján, azaz (15)-be behelyettesítve az adatokat $\ln \overline{PGA} = -0,979$, amiből a talajgyorsulás átlagos értékére, azaz \overline{PGA} -ra 0,3757 adódik és $\sigma_{\ln \overline{PGA}} = 0,57$ a standard érték. Használjuk a (22) egyenletet:

(23)

$$\begin{aligned}\lambda(PGA > x) &= \lambda(M > m_{min})P(PGA > x|6,5; 10)P(M = 6,5)P(R = 10) \\ &= 0,01P(PGA > x|6,5; 10).\end{aligned}$$

Az egyenlet jobb oldalát kiszámítva:

(24)

$$P(PGA > x|6,5; 10) = 1 - \Phi\left(\frac{\ln x - (-0,979)}{0,57}\right).$$

Ebből bármely x értékre ki tudjuk számítani a valószínűséget. Nézzük meg azt a valószínűséget, hogy a talajgyorsulás meghaladja az átlagos $0,3757g$ értéket, illetve, hogy nagyobb, mint $1g$, ami már rendkívüli katasztrófát okoz:

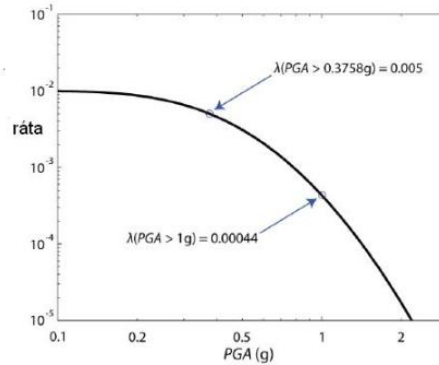
(25)

$$P(PGA > 0,3757|6,5; 10) = 1 - \Phi(0) = 0,5 \quad \text{és} \quad P(PGA > 1|6,5; 10) = 1 - \Phi(1,72) = 0,044.$$

Ezeket (23)-ba helyettesítve megkapjuk a gyakoriságokat is:

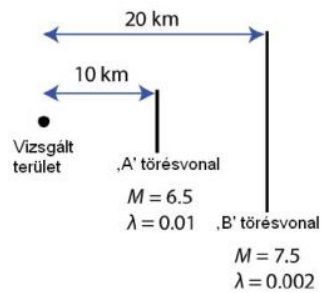
$$(26) \quad \lambda(PGA > 0,3757) = 0,01 \cdot 0,5 = 0,005 \quad \text{és} \quad \lambda(PGA > 1) = 0,01 \cdot 0,044 = 0,00044.$$

A gyakorisági görbét szemlélteti a 9. ábra a talajgyorsulás függvényében. A példánkban számított értékek külön fel vannak tüntetve az ábrán:



9. ábra

Második hipotetikus példánkban két törésvonal is szerepel. Az elsőnek az egyszerűség kedvéért legyenek ugyanazok a paraméterei, mint az első példában, a második törésvonal 20 km-re fekszik a vizsgált területünktől, ahol $M=7,5$ erősségű rengés következik be $\lambda=0,002$ éves gyakorisági rátával (10. ábra).



Ebben a példában is számítsuk ki azokat az éves gyakoriságokat, amikor a maximális talajgyorsulás meghaladja a 0,3757g-t, illetve az 1g-t. Most is a (22) egyenletre támaszkodunk:

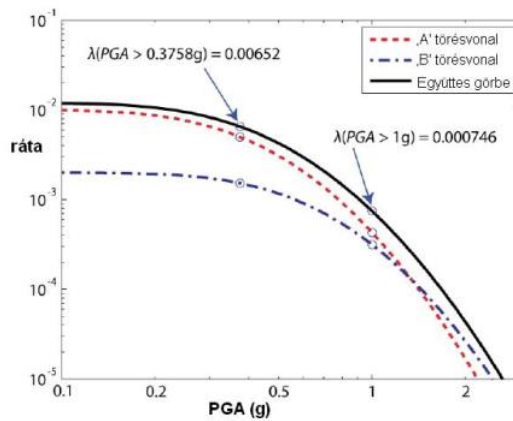
(27)

$$\begin{aligned} \lambda(PGA > 0,3757) &= 0,01P(PGA > 0,3757|6,5; 10) \\ &\quad + 0,002P(PGA > 0,3757|7,5; 20) \\ &= 0,005 + 0,002 \left(1 - \Phi \left(\frac{\ln 0,3757 - \ln 0,5639}{0,57} \right) \right) = 0,005 + 0,002(1 - \Phi(-0,71)) \\ &= 0,005 + 0,002 \cdot 0,761 = 0,00652, \end{aligned}$$

(28)

$$\begin{aligned} \lambda(PGA > 1) &= 0,01P(PGA > 1|6,5; 10) + 0,002P(PGA > 1|7,5; 20) \\ &= 0,00043 + 0,002 \left(1 - \Phi \left(\frac{\ln 1 - \ln 0,5639}{0,57} \right) \right) = 0,00043 + 0,002(1 - \Phi(1,01)) \\ &= 0,00043 + 0,002 \cdot 0,158 = 0,000746. \end{aligned}$$

A 11. ábra mutatja a példához rendelt gyakorisági görbét. Az ábra feltünteti a külön csak az ,A', illetve ,B' törésvonalakhoz tartozó gyakoriságokat is.



11. ábra

A módszer hiányosságai, egyéb problémák

A PSHA-eljárás, mint láttuk valószínűségi becslést ad a földrengések által egy adott helyen keltett maximális vízszintes gyorsulás értékének meghatározására. A tervezés szempontjából azonban van egy másik kulcsfontosságú paraméter, a *rengések frekvenciája*.

Egy adott helyen a felszíni mozgás különböző frekvenciájú hullámösszetevők szuperpozíciójaként áll elő. Ezen összetevők frekvenciája általában 0-15Hz között van, ezt nevezik frekvencia tartalomnak. A mozgás frekvencia tartalmát annak ún. Fourier amplitúdó spektrumával, vagy a mérnöki gyakorlatban szokásos válasz spektrummal jellemzik. Egy adott helyen általában bizonyos frekvenciájú összetevők erősebbek a többinél, ezek a rezgésszámok ugyanannál a rengésnél is helyről-helyre változnak.

A különböző épületek azonos rengésre azonos helyen is különbözőképp reagálnak. Először igen komplex módon kezdenek el mozogni, majd rezgésük frekvenciája fokozatosan egy adott érték felé tolódik el, ezt az épület *sajátfrekvenciájának* nevezik. Gyakran használják a *sajátperiódus* kifejezést is, mely a sajátfrekvencia reciproka, és azt adja meg, hogy az mennyi idő alatt tesz meg egy teljes lengést. Általában minél magasabb egy épület, annál alacsonyabb a sajátfrekvenciája, vagyis hosszabb a sajátperiódusa. Az alábbi táblázat néhány építményre jellemző sajátperiódusról ad tájékoztatást:

Építmény típusa	Tipikus sajátperiódus/frekvencia
egyszerű tartószerkezetek	0,1 s / 10 Hz
2 szintes épületek	0,2 s / 5 Hz
5 szintes épületek	0,5 s / 2 Hz
10-20 szintes épületek	1-2 s / 0,5-1 Hz
felhőkarcolók, függőhidak	2-6 s / 0,16-0,5 Hz

Az épületek akkor szenvedik el a legnagyobb kárt, amikor a talajmozgással rezonanciába kerülnek, vagyis amikor a földrengéshullámok legnagyobb energiájú komponenseinek frekvenciája és az épület sajátfrekvenciája megegyezik.

Az utóbbi évek tapasztalata azt mutatja, hogy a földrengésveszély mértékét sokszor nem maga a földrengés, hanem az általa kiváltott természeti jelenség határozza meg. A 2001. január 13-án a Csendes-óceán alatt, Salvadortól mintegy 100 km-re kipattant $M=7,6$ erősségű földrengés tragikus következményeinek oka

az általa kiváltott földcsuszamlások voltak¹⁷. A szeizmológiai szakirodalomból jól ismertek a *rengések okozta földcsuszamlások*. Ezek oka az, hogy a talajviszonyok a szeizmikus hullámok erős rázó hatása miatt megváltoznak. Így hegyvidéki területeken a rengés az erózió miatt már eleve meglazult kőzetek leomlását, vagy az esővízzel átitatott, átázott talajrétegek lecsúszását eredményezi.

Nehezen kiszámítható még a földcsuszamlásokon kívül a *talajfolyósodás* jelenségének következménye. A hosszan tartó erős mozgások a vizes laza szemcsés talajok szilárdságának elvesztését, folyadékszerű viselkedését, a talajfolyósodást idézhetik elő. A jelenség oka az, hogy az erős rázkódás hatására a laza szemcsés anyag tömörödni kezd. Ekkor a benne lévő hézagok térfogata lecsökken, ami miatt a benne lévő víz nyomása – ha nem tud valahová elfolyni – megnő. Ha a pórusvíz nyomása eléri a föllette lévő talajrétegek nyomását, akkor ez az anyag úgy kezd el viselkedni, mint egy viszkózus folyadék, elveszíti teherhordó szilárdságát, és korlátlanul deformálódhat.

Lejtős terepen már néhány fokos lejtőnél is előfordulhat, hogy ha egy felszín alatti talajrétegben következik be az elfolyósodás, akkor a gravitációs erő miatt a felszíni, nem elfolyósodott rétegek elmozdulnak lefelé, a lejtő irányába, akár több tíz métert is megtéve. A mozgás már nagyon enyhe (egy fok alatti) lejtőknél is megindulhat, károsítva a csővezetéseket, közműveket, sekély alapozású szerkezeteket. Elfolyósodás bekövetkezésekor ha egy épület alapozása ilyen rétegben található, a rengés annak kiemelkedését, süllyedését vagy felborulását okozhatja.



A 2004. december 26-án kipattant szumátra–andamáni ($M=9,1$) és a tóhokui 2011. március 11-i ($M=9,0$) gigantikus földrengések okozta hatalmas veszteségek nem magának a földrengésnek, hanem az általa keltett *szökőárnak* a következményei. Hiába volt meglehetősen pontosan meghatározva Tóhokunál a vízszintes PGA, ha a károkat döntő mértékben előidéző szökőárral kapcsolatos veszélyeztetésre vonatkozóan nem történt megfelelő prognózis.

¹⁷ Varga, 2011.

A földrengésveszély számításának eljárásai nem terjednek ki az *utóregések* lehetséges hatására sem. A legnagyobb utóregések igen jelentős szeizmológiai terhelést jelentenek, s ezek sokszor hosszú idő elteltével következnek be. Például Chilében 2010. február 27-én $M=8,8$ erősségű földrengés pattant ki és ez 2011 februárjában több nagy utóregést produkált, melyek közül a legnagyobb $M=6,8$ erősségű volt.

Földregések intenzitását alapvetően határozza meg a vizsgált hely geológiája, *talajviszonyai*. Nagyon sok földrengésnél megfigyelték, hogy azokon a helyeken, ahol a felszín közelében fiatal, laza, homokos és agyagos üledékek találhatók, sokkal nagyobb károk keletkeztek, mint ott, ahol keményebb kőzetek bukkannak a felszínre. Az intenzitás növekedése még erőteljesebben jelentkezik mesterségesen feltöltött területeken. Egy $M=6,0$ méretű földrengés esetén például a maximális vízszintes gyorsulás értéke $0,2-0,3$ g között változik, ha a felszíni kőzet kemény, sziklás; $0,3-0,5$ g, ha ez átlagos üledék, és végül $0,5-1,0$ g laza üledék vagy feltöltés esetén. Ugyanazon földrengés epicentrumától ugyanolyan távol fekvő helyek között akár 2 intenzitás különbség is előfordulhat. A talajviszonyok szűkebb területen belül is igen változatosak lehetnek, ezért előfordulhat, hogy adott településen belül is utcáról utcára különböző súlyosságú károk keletkeznek.

Összegzésképpen válaszolhatunk a címben feltett kérdésre. Sajnos mind a mai napig nem sikerült megbízható módszert találni az előrejelzés megoldására, sőt egyes vélemények szerint a földrengés kipattanása olyan sok tényezőtől függ, a folyamat olyan kaotikus, hogy pontos előrejelzésre sohasem lesz mód.

Lehetőség van azonban a földrengéskockázat valószínűségi alapú meghatározására, vagyis annak kiszámítására, hogy valamely területen megadott méretű talajrázkódás adott időszak alatt milyen valószínűséggel várható. Ilyen módon – bár a földrengést elhárítani nem lehet – a földrengéskockázat ismeretében történő előzetes felkészüléssel a földrengés által okozott károk és veszteségek csökkenthetők. Az előzetesen végrehajtott kárenyhítő intézkedések körébe tartozik egyebek mellett az építmények telephelyének megfelelő kiválasztása, az épület- és gépészeti szerkezetek földrengésálló tervezése, kivitelezése.

Irodalom

Beno Gutenberg, Charles Francis Richter: *Magnitude and Energy of Earthquakes*. *Annali di Geofisica* 9, 1956, 1-15.

Carl Allin Cornell: *Engineering Seismic Risk Analysis*. *Bulletin of the Seismological Society of America*, 58 (5), 1968. 1583-1606.

Jack Baker: *An Introduction to Probabilistic Seismic Hazard Analysis*.
[https://web.stanford.edu/~bakerjw/Publications/Baker_\(2008\)_Intro_to_PSHA_v1_3.pdf](https://web.stanford.edu/~bakerjw/Publications/Baker_(2008)_Intro_to_PSHA_v1_3.pdf).

Varga Péter: *Földrengések előrejelzése*. Magyar Tudomány, 2011/7.

Zsíros Tibor: *A Kárpát-medence szeizmitása és földrengés veszélyessége: magyar földrengés katalógus. 456-1995*, MTA GGKI, 2000.

Kézirat leadva: 2015. december

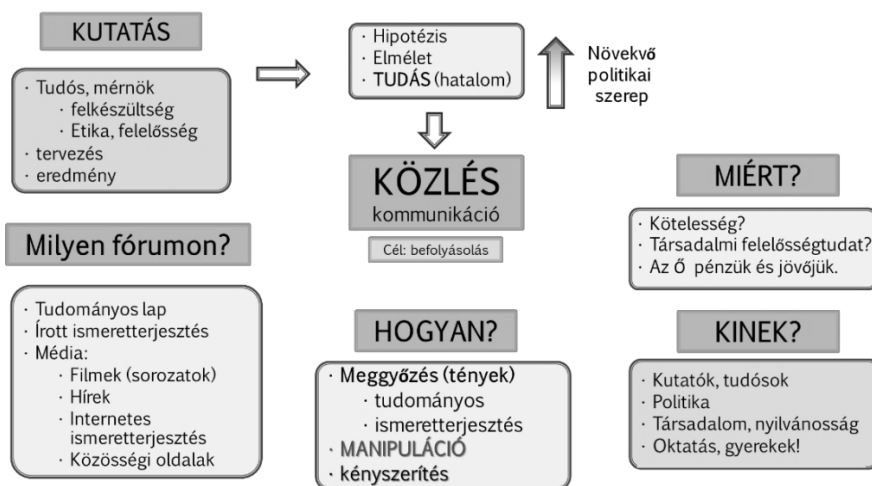
Vadkerti Edit–Mátrai Ildikó

TÉNYEK VAGY MANIPULÁCIÓ: A CÉL SZENTESÍTI AZ ESZKÖZT?

Szerzett ismeretünk összessége, azaz tudásunk egy részét tapasztalat útján szerezzük, nagyobb hányadát viszont közlés útján. Ez utóbbi történhet élőszóban, írásban, képekben és egyéb információs csatornákon, például interneten keresztül. A meglévő ismereteinkből gondolkodás útján (pl. átalakítás, rendszerezés, kombinálás, következtetés) új tudást hozunk létre. Életünkben a közlés általi tudásnak kiemelkedő szerepe van, ha ez a tudás eltűnne, alig maradna valami.

A tudomány alatt a világ megismerésére irányuló tevékenységet és ezen tevékenység közben szerzett ismeretek összességét értjük. A magyar értelmző kézisztár szerint a tudomány a természet, a társadalom és a gondolkodás objektív összefüggéseiről szerzett, igazolható ismeretek rendszere. A tudományos eredmények hatással vannak egész életünkre, befolyásolják mindennapi tevékenységeinket. Megmondják mit és hogyan együnk, mit vegyünk és gondoljunk, hogyan éljünk.

A tudományos tudás kutatóműhelyekben születik, a tudós közösség által ellenőrzött, majd tőlük kerül ki közérthetőbb formában a laikusokhoz, a társadalom tagjaihoz, a politikához. A kutatásokat állami vagy magán szervezetek finanszírozzák, akik döntéseiket aszerint hozzák, mennyire tartanak egy témát fontosnak. Tehát a tudomány egy társadalmi szervezetbe ágyazódik, egy kommunikációs hálózat tagja. A tudomány és a hálózatban részt vevő többi szereplő ténykedése, hatékonysága is attól függ, hogyan működnek, viselkednek a tagok egymással, mint csoporttal szemben, azaz hogyan kommunikálnak. A kommunikáció módja függ a szereplőktől (ki közöl kinek), a közlendő információtól, a céltől (mit akarok elérni?) és a fórumtól (a közlés helye) (1. ábra).



1. ábra: A kutatás és a kommunikáció kérdésköre (saját szerkesztésű ábra)

Mivel a tudományt a kutatók, tudósok „termelik”, kulcsfontosságú, hogy ez a tudás kilépjön köreikből, azaz ne csak egymással kommunikáljanak, hanem a laikusokkal is. A társadalom részéről nagy az igény arra, hogy megértsük, hogyan működik körülöttünk a világ. Amennyiben a tudósok együttműködnek a laikusokkal, a tudás könnyebben beépülhet a gyakorlatba. Egy adott szűk tudományos területen dolgozó kutatót nevezhetünk szakértőnek, rajta kívül mindenki laikus, tehát az élet legtöbb területén mindannyian laikusok vagyunk.

Napjainkra a tudománykommunikáció önálló tudományággá vált, mely célja azoknak a módszereknek a kutatása, melyek felhasználásával a tudományos eredmények a társadalom többi tagjához is eljuthatnak. Bár számos kutató szerint ezzel a módszerrel igazi mély tudás nem adható át, de az áltudományok médiában való terjedése megkérdőjelezhetlenné teszi szükségességét. Szinte minden nagynevű egyetemnek van már tudománykommunikáció MSC szakja, ami nem elsősorban média szak, hanem tudományos alapszak után vagy mellett lehet felvenni a kommunikációval kapcsolatos kurzusokat.¹

Napjainkban számos folyóirat fő témája a tudomány kommunikációja. A Science Communication² egy 2015-ös publikációjában azt tárgyalja, hogy két televíziós satirikus hírműsor – melyek a klímaváltozást tényként tárgyalják – hogyan befolyásolják a nézők klímaváltozással kapcsolatos nézetét és ez milyen összefüggésben van a politikai meggyőződésükkel.³

A Journal of Science Communication (JCOM) egy nyílt elérhetőségű ingyenes (OOA: online open access) folyóirat, mely a tudomány és a média közötti kapcsolat kutatásáról szóló publikációkat közöl. Céljuk, hogy megmutassák a tudomány számára, hogy a kommunikáció egyre fontosabbá válik. Néhány példa a folyóirat 2015-ös publikációiból: A laikusok számára írt tudományos publikációk fogalmazásának kockázatai, Mi a „tudományos kommunikáció” tudománya? Hogyan befolyásolja tömegmédiá a nyilvánosságot egy mellőzött betegség esetén?-Esettanulmány a cecelegyekről és a kenyai álomkórról, Tudományos újságírás: az információ standardizálása a nyomtatott sajtótól az internetig.⁴

A Studies in Communication Sciences⁵ egy szintén 2015-ben megjelent cikkében (Hallgatói spirál online: Hogyan befolyásolja az online kommunikáció a klímaváltozás észlelését és a vélemények kifejezését az éghajlatváltozásról szóló vitákban.⁶ Egységes fogalmak a nemzetközi kormányzati kommunikációban – Keretrendszer a további kutatásokhoz.⁷

A tudománykommunikáció művelésének eszköztárához tartoznak még a tudományos újságíráson kívül a tudományos konferenciák, kiállítások, médiapro-

¹<http://www.tudelft.nl/en/study/master-of-science/master-programmes/science-education-and-communication/science-communication-track/>

²<http://www.findamasters.com/search/masters-degree/i112d4547c4202/msc-science-communication>

³ <http://scx.sagepub.com/>

⁴ Brewer–McKnight, 2015.

⁵ <http://jcom.sissa.it/>

⁶ <http://www.journals.elsevier.com/studies-in-communication-sciences/>

⁷ Porten-Cheé, Eilders, 2015.

⁸ Fährnich, 2013.

duktumok, illetve a tudománypolitika. Mindegyiknél fontos kritérium a hitelesség, a megbízhatóság, szemben az áltudományos hírekkel.

Mit tehetünk, mint kutatók? A tudományos fórumokon kívül, utat kell találnunk a társadalom többi tagjához is, mivel a túlidealizált kép bizalmatlanságok vált ki. A média mechanizmusait nem ellenségnek, hanem adottságnak kell tekinteni és használni. A merev, logikai szigorúságú elvek, a pusztá tények közlése általában nem célravezető, érdemes leegyszerűsíteni a mondanivalónkat.

De akkor hogyan kommunikáljunk? Mi a különbség a befolyásolás, a meggyőzés, a manipuláció és a csalás között? Árvai a befolyásolás fogalmát így definiálja: „A nyelvhasználat által megvalósuló befolyásolás a kommunikátor azon törekvése, hogy az olvasókban vagy a hallgatókban egy adott véleményt alakítson ki⁸. A befolyásolás egyik formája a meggyőzés, amely során csak tényeket, érveket, logikát használunk a kommunikáció eszközeül.

Ezzel szemben a manipuláció (*manipulo* lat. jelentése: kezel, igazgat) során olyan eszközöket is használunk, melyről a közönség nem tudja, hogy a befolyásolást szolgálják. A manipulatív szándék nem bizonyítható, a manipulatív szándék a befogadó részéről mindig csak következtetésként jelenhet meg, és fontos jellemzője, hogy letagadható a közlő részéről⁹.

A meggyőzés és a manipuláció egymástól való határozott elválasztása csak elméleti síkon lehetséges, a valóságban csak ritkán vannak tiszta esetek, ha vannak egyáltalán. A mindennapi nyelvhasználó ugyanis a meggyőzés részeként is gyakran él a manipuláció különböző eszközeivel.¹⁰ Alkalmazásával gyorsabban elérhető a cél, kevesebb ismeret szükséges a befogadó részéről és bár egyoldalú a tájékoztatás, nem egyértelműen tisztességtelen a szándék. Viszont ha kiderül, a manipuláltság tudata ellentétes reakciót válthat ki és az illető hiteltelenné válhat. Az köztudott, hogy a reklámok manipulatív eszközöket alkalmaznak, de mi a helyzet a hírekkel? Hogyan viszonyulunk a hírekhez? A társadalom szempontjából fontos híreken kívül mindennek hírértéke van, ami negatív, rekord gyanús, deviáns, váratlan, megdöbbentő, híres emberekről szól és folytatható. Puliczer József (Makó 1847, Charleston 1911) szerint: „A hír szent, a vélemény szabad.” Ha a semlegesség, mint értékre tekintenénk, akkor nem tudnának bennünket manipulálni, viszont a többség igényli az érzelmi töltetet. Érték-e a semlegesség a tárgyilagosság, az objektivitás? Vagy a semlegesség a felelősségvállalás elvetése?

A tudományos platformokon olyan eredményeket, tényeket közölnek a szerzők, melyek többnyire csak az adott tudományterületen dolgozók számára érthető. Ha ezek valóban tények, akkor mind igazak is? A tudományban nem alkalmazzák a manipulációt? Ezt a kérdést járja körbe két német kutató, H-P Beck-Bornholdt és H-H Dubben *A tojást rakó kutya* című könyvében.¹¹ A mű címe egy olyan kitalált szituációra utal, mellyel a szerzők azt a manipulációs módszert mutatják be, amikor az adatok megadásakor összekeverik egymással a mennyiség és hányad fogalmát. A történetben egy kutya a szobában található

⁸ Árvay, 2003.

⁹ Bárházi, 2008.

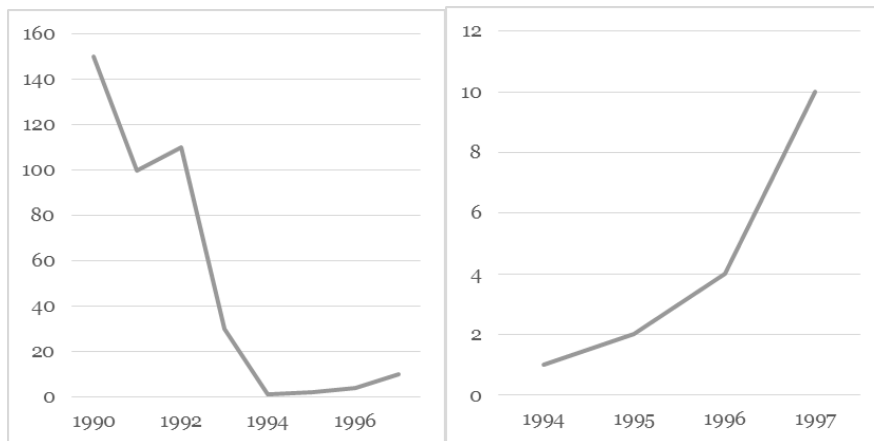
¹⁰ Síklaki, 1994.

¹¹ Beck-Bornholdt–Dubben, 2001.

hét szál kolbász közül ötöt megeszik, de az asztalon található három tojást meghagyja. A kutya hatására a tojás részaránya 30%-ról 60%-ra nőtt. Azonban azt állítani, hogy a tojás mennyisége megkétszereződött és a kutya tojást tojt – egyszerűen ostobaság, viszont többnyire nem vesszük észre a manipulációt. Sajnos a tudományos irodalomban, előadások során számtalan esetben találkozunk hasonló közlésekkel, következtetésekkel, ami nem egyszerűen manipuláció, hanem csalás is. A kedvezőtlen eredmények félresöpése valószínűleg a tudományos ferdítések leggyakoribb formája, de előfordul koholt mérési eredmények publikálása is. Anélkül, hogy az adatokat megváltoztatnánk (ami már csalásnak minősül), a manipulációs lehetőségek tárháza szinte kifogyhatatlan¹¹.

Nézzünk néhány kitalált példát az eredmények manipulatív közlésére. Hogyan manipulálhatjuk a laikusokat? Mint Dale Carnegie is írja nagysikerű könyvében: „a pszichológusok állítása szerint ismereteinket nyolcvanöt százalékban vizuális benyomások útján szerezzük”, sokszor képekben gondolkodunk¹².

Egyik bevált módszer az olvasók megtévesztésére a koordinátatengelyekkel való bűvészkedés. Tegyük fel, hogy egy faj látványosan növekszik, négy éven keresztül évente megkétszereződik egyedszáma (1-2-4-8 egyed), ezzel előre jelezve a gradációt. Azonban ha a korábbi évek adatait is figyelembe vesszük, arra a következtetésre juthatunk, hogy a populációnk a kihalás szélén áll (2. ábra).



2. ábra Egy faj egyedszámának változása az idő függvényében

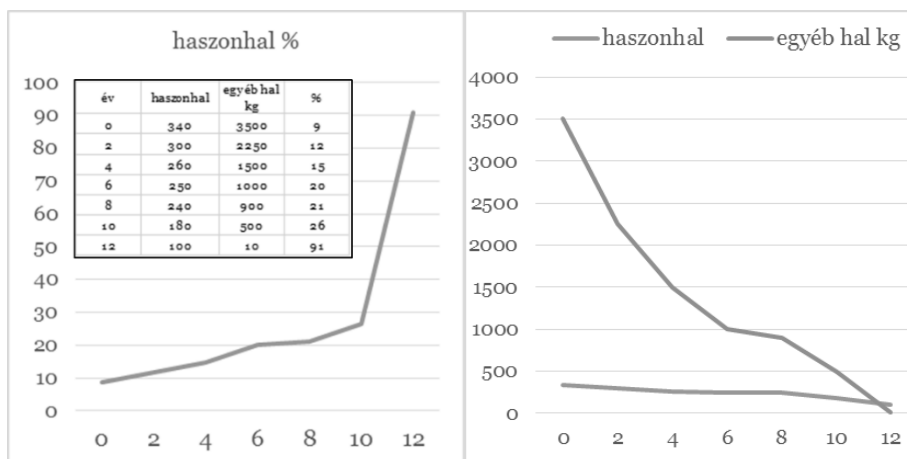
Forrás: H-P Beck-Bornholdt és H-H Dubben, 2001 alapján saját szerkesztésű ábra.

Az adatokból a százalékokkal való zsonglorkodással az eredetivel akár ellenkező értelmű következtetéseket lehet levonni. Tegyük fel, hogy egy környezetvédelmi intézkedés után tíz év alatt a haszonhalak aránya 10-ről 90 százalékra nőtt (3. Ábra). Sajnos ez nem jelenti azt, hogy a haszonhalak elszaporodtak. Egy lehetséges változat szerint számuk állandó maradt, csupán a többi faj száma

¹² Carnegie, 2003.

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

csökkent. Az is lehet, hogy minden halfaj száma csökkent az eredetihez képest, csak a haszonhalaké lassabb ütemben, mint ahogy az a jobboldali ábrán látszik. Ez a példa is a mennyiség és a hányad fogalmának összekeverésére jó minta.



3. ábra: Haszonhalak arányának és számának alakulása az idő függvényében.
Forrás: H-P Beck-Bornholdt és H-H Dubben, 2001. Saját szerkesztés.

A manipuláció gyakori módja, mikor nem magát az adatokat, a tényeket, vagy az adatok változását, hanem a változás arányát ábrázoljuk. Egy képzeletbeli államban a munkanélküliség folyamatosan nő. Hogyan lehet ezt úgy kommunikálni, hogy a célközönség azt higgye, a munkanélküliség csökken? Tegyük fel, hogy 17 főről 34-re változott 2002-ben a munkanélküliek száma (4. ábra), azaz 100 százalék a változás. A következő években egyre többen lesznek a munkanélküliek, viszont ha egy adott évet 100%-nak tekintünk és a következő évi növekményt ehhez viszonyítjuk, akkor a százalékos változás csökkenő tendenciát mutat a 2008-as évtől ($100 \cdot (2150 - 1100) / 1100 = 95$ százalék).

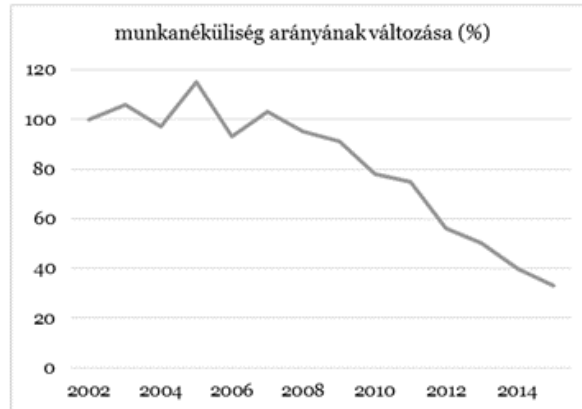
A tudományos eredmények ismertetése során legalább olyan fontos a kommunikáció módja, azaz stílusa, mint a tartalma. A tudományos munkában ugyanolyan fontos a stílus, mint a marketingben, gyakran több múlik rajta, mint a közlés tartalmán. A jó stílus világos és tömör. A világosság nélkülözhetetlen feltétele az egyszerűség, a véget nem érő összetett mondatok kerülése. A tömörség a világossággal szemben mérhető, objektív kategória¹³. Például a populációgenetika egyik alaptörvényét, melyet Hardy–Weinberg-törvény néven tanultunk középiskolában, a szerkesztőnek írt levéllel együtt két oldalas cikkben publikálták a Science folyóiratban.¹⁴ Ezzel szemben, mint Szabó Katalin is írja: „A tömörség azonban a mi tájainkon nem tartozik a leggyakoribb erények közé. Jellemző, hogy írásaink terjedelmét, más országokkal szemben, többnyire szerzői ívben (40 000 betűhelynek megfelelő terjedelemben) adjuk meg.”¹³

¹³ Szabó, 2002.

¹⁴ Hardy, 1908.

DANUBIUS NOSTER 2017 KÜLÖNSZÁM

Év	munkanélküli fő	munkanélküliség arányának változása (%)
2001	17	
2002	34	100
2003	66	106
2004	130	97
2005	280	115
2006	540	93
2007	1100	103
2008	2150	95
2009	4100	91
2010	7300	78
2011	12800	75
2012	20000	56
2013	30000	50
2014	42000	40
2015	56000	33



4. ábra: A munkanélküliség arányának változása.

Forrás: H-P Beck-Bornholdt és H-H Dubben, 2001. Saját szerkesztés.

Tudunk-e objektívek maradni és szükséges-e objektívnek maradni? Vagy a cél szentesíti az eszközt? A stílus, mint korábban írtuk, jellemző az egyénre. Ez nem csak az előadások felépítésére, hanem az előadás módjára, az előadó megjelenésére is vonatkozik. A testbeszédünk, a mimikánk, a hanglejtésünk, a terem hőmérséklete, fényviszonyai, az előadás közbeni zajok mind hatnak a hallgatóságra. Forgács József szerint: „Akár akarjuk, akár nem, még a legfelszínesebb interakcióban is befolyásoljuk egymást, bár ez a befolyás sokszor alig észrevehető”¹⁵. A „kutatások kimutatták, hogy [...] a nézés helyes arányait illetően érzékeny szabályok érvényesülnek. [...] Még az olyan egyoldalú interakciókban is, mint amilyen egy előadás, a helyes nézési minták lényegesek az interakciók

¹⁵ Forgács, 1989.

*zökkenőmentes lefolyása szempontjából. Az előadónak megközelítőleg egyenletesen kell elosztania a szemkontaktusokat a hallgatósággal, pásztáznia kell a hallgatóságot, hogy felismerje az érdeklődés, az elégedetlenség, az unalom stb. nem verbális jelzéseit. ... ha ezeket a nagyon egyszerű szabályokat megsértik, az interakció kudarcba fulladhat.*¹⁵ A manipuláció korábban leírt jelentése szerint, ha tudatosan figyelek arra, hogy a hallgatóságomat lekössem, és ők ezzel nincsenek tisztában, akkor manipulálom őket. Tehát nem az a kérdés, hogy manipuláljunk-e, hanem az, hogy hogyan. Ehhez nagyon sok segítséget nyújthat a már korábban idézett Kommunikáció felsőfokon című könyv.¹³

A tudomány tekintélyét, hitelességét csak versenyképes média-megjelenéssel lehet érvényesíteni. A tudomány pozíciója tömegmédiában nagyban meghatározzák, hogy mit kezd vele a politika. *„Éppen ezért elemi érdek, hogy versenyképes legyen a tudomány médiahasználata, különösen az elsődleges célcsoportjai, vagyis a fiatalok, közvélemény-formálók körében. Márpedig ez internetet, blogokat, közösségi oldalakat, tematikus televíziós csatornát, még inkább pedig a lineáris és egyoldalú sugárzás helyébe lépő interaktív tartalom-szolgáltatást jelent, korszerű vizuális nyelvvvel és lüktető, gyors műfajokkal.*¹⁶

Mit tehetünk, mint laikusok? Hogyan „szűrjük” a minket elárasztó információhalmazt? Minden téren nem válhatunk szakértővé, ez lehetetlen célkitűzés lenne, viszont fontos tudnunk, hogy ki a szakértő és melyek az álhírek, áltudományos hírek ismérvei. Kétkedve fogadjuk az információkat, nézzünk több fórumon utánuk, keressük az eredeti forrást és keressünk cáfolatokat! És végül egy közhely: gondolkodjunk! Általános iskolás matematika könyvekben lehet olyan feladatokat találni, hogy ha egy csónak három kókuszdiót ér és egy kókuszdió öt ananászt, akkor hány csónakot mit lehet kapni harminchárom ananászt? Sokan kérdezik, minek ilyen haszontalan dolgokkal tömni a gyerekek fejét? Pontosan azért, hogy megtanuljanak logikusan gondolkodni, mert enélkül nem igazodunk el az információk erdejében.

¹⁶ Fábry, 2008.

Irodalom

- Árvey Anett: *A manipuláció és meggyőzés pragmatikája a magyar reklámszövegekben*. Általános Nyelvészeti Tanulmányok, 2003. 20. 11–35.
- Bárházi Eszter: *Manipuláció, valamint manipulációra alkalmas nyelvhasználati eszközök a sajtóreklámokban*. Magyar Nyelv, 2008. 4. 443–463.
- Birte Fähnrich: *Studies in Communication Sciences*, 2013. 1. 15–23..
- Dale Carnegie: *Sikerkalauz 3. A hatásos beszéd módszerei*. Gladiátor, 2003.
- Fábry György: *Tudomány és politika új találkozási pontja: a tömegmédiá*. In: Mosoniné Fried Judit–Tolnai Márton (szerk.): *Tudomány és politika*. Typotex, Bp., 2008. 81–92.
- Hans-Peter Beck-Bornholdt és Hans-Hermann Dubben: *A tojástartó kutyája*. Magyar Könyvklub. Bp., Science-communication, 2001.
- Hardy, Godfrey Harold: *Mendelian proportions in a mixed population*. Science, 1908. 28. 49–50.
- Joseph P. Forgas: *A társas érintkezés pszichológiája*. Gondolat, Bp., 1989.
- Pablo Porten-Cheé, Christiane Eilders: *Studies in Communication Sciences*, 2015. 1. 143–150.
- Paul R. Brewer and Jessica McKnight: *Climate as Comedy: The Effects of Satirical Television News on Climate Change Perceptions* Science Communication, 2015. 37. 635–657.
- Szabó Katalin: *Kommunikáció felsőfokon*. Kossuth, Bp., 2002.
- Síklaki István: *A meggyőzés pszichológiája*. Scientia Humana, Bp., 1994.
- MSc Science Education and Communication - Science Communication Track - <http://www.tudelft.nl/en/study/master-of-science/master-programmes/science-education-and-communication/science-communication-track/>
- MSc Science Communication - <https://www.findamasters.com/search/masters-degree/i112d4547c4202/msc-science-communication>
- Science Communication - <http://scx.sagepub.com/>
- JCOM Journal of Science Communication - <http://jcom.sissa.it/>
- ScomS Studies in Communication Sciences - <http://www.journals.elsevier.com/studies-in-communication-sciences/>

Kézirat leadva: 2015. december

TARTALOM

Fekete Árpád

- Elágazó folyamatok szemléletes bevezetése generátorfüggvények segítségével3
 An illustrated introduction into branching processes by means of generating functions

Mátrai Ildikó

- A baja-bezdáni-csatorna magyarországi szakaszának ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTFELMÉRÉSE a rekonstrukciós tervezés szolgálatában..... 15
 An ecological state assessment conducted on the Hungarian section of the Baja-Bezdán channel for the purpose of reconstruction planning

Rózsáné Szűcs Beatrix–Simon Miklós

- Szerves hulladékok kezelhetőségének vizsgálata Biocel technológiával35
 An investigation into the possibilities of organic waste handling by means of Biocel technology

Vadkerti Edit–Nyárády Kata–Mátrai Ildikó

- Tarsza fajok numerikus taxonómiai vizsgálata47
 Numerical taxonomic analysis of Isophya species

Rózsáné Szűcs Beatrix–Mátrai Ildikó–Füleky György– Kökény István

- Leccsapolás hatása a garai Sóstó növényzetére és talajára59
 The effect of drainage on the vegetation and soil of the Sóstó in Gara

Vadkerti Edit

- Tarsza fajok morfológiai variabilitásának vizsgálata67
 Analysis of morphological variability of Isophya species

Karches Tamás–Bencsik Dániel

- Üvegházhatású gázkibocsátás fixfilmes szennyvízkezelő eljárásban85
 Emission of greenhouse gases during waste water management by means of fixed film systems

Fekete Árpád

- Használható-e a matematika a mérnöki tervezésben földrengések erősségének előrejelzésére?97
 Can mathematics be applied in engineering planning for the purpose of forecasting the force of earthquakes?

Vadkerti Edit–Mátrai Ildikó

- Tények vagy manipuláció: A cél szentesíti az eszközt? 113
 Facts or manipulation: Does the end justify the means?

DANUBIUS NOSTER

SZERZŐINKRŐL

BENCSIK Dániel, szennyvíztechnológus,
BME Kémiai és Környezeti Folyamatmérnöki Tanszék,
szennyvíztechnológus gyakornok, Organica Technológiák Zrt.
bdani222@hotmail.com

Dr. FEKETE Árpád, főiskolai docens,
EJF Vízépítési és Vízgazdálkodási Intézet,
fekete.arpad@ejf.hu

Dr. FÜLEKY György, egyetemi tanár,
SZIE Talajtani és Agrokémiai Tanszék,
fuleky.gyorgy@mkk.szie.hu

Dr. KARCHES Tamás, főiskolai docens,
EJF Vízellátási és Környezetmérnöki Intézet,
szennyvíztechnológus és hidraulikai szakértő,
Organica Technológiák Zrt.
karches.tamas@ejf.hu

KÖKÉNY István, ügyvivő szakértő,
EJF Víztechnológia Oktatóbázis,
kokeny.istvan@ejf.hu

Dr. MÁTRAI Ildikó, főiskolai tanár,
EJF Vízellátási és Környezetmérnöki Intézet,
matrai.ildiko@ejf.hu

NYÁRÁDY Kata, Orfú,
katanyarady@gmail.com

RÓZSÁNÉ Dr. SZÚCS Beatrix, főiskolai docens,
EJF Vízellátási és Környezetmérnöki Intézet,
rozsane.szucs.beatrix@ejf.hu

Dr. SIMON Miklós, professzor emeritusz,
EJF Vízellátási és Környezetmérnöki Intézet,
simon.miklos@ejf.hu

Dr. VADKERTI Edit, főiskolai docens,
EJF Vízellátási és Környezetmérnöki Intézet,
vadkerti.edit@ejf.hu