



**BÁBA  
BARNABÁS**  
technológus  
Alföldvíz Zrt.

baba.barnabas@alfoldviz.hu

**KIVONAT** A szennyvíztisztítási technológia rohamos fejlődése újabb és újabb lehetőségeket nyit a mérnöki gyakorlatban arra, hogy dinamikus szimulációk eredményeinek felhasználásával döntéstámogató rendszereket alakítsunk ki, pontosabb előrejelzésekre tegyünk szert, valamint energiamegtakarításokat érjünk el komplex rendszerek esetén. Manapság a kisebb településeken a lakossági vízfogyasztási szokások folyamatosan változnak, melynek következtében a csatornarendszerek hidraulikus terhelése lecsökken, így bevált gyakorlat lehetne a dinamikus szimulációk alkalmazása különböző üzemállapotok előrejelzésére, ezenfelül egy jól kezelhető szimulációs modell már a tervezés korai szakaszában alkalmas műszaki támogatottságot nyújtana. A csatornában lejátszódó folyamatok időben és térben folyamatosan változó rendszerként értelmezendők, így a műszaki gyakorlat támogatására több modell is létrejött, melynek segítségével a csatornában lejátszódó aerob, anoxikus és anaerob folyamatok kinetikáját lehet vizsgálni, szimulálni. Továbbá napjainkban az áramlások numerikus modellezése korszerű, elfogadott módszernek tekinthető, így szennyvízátelők tervezésekor, különböző üzemállapotok ellenőrzésekor és technológiai fejlesztésekre való javaslattétel esetén alkalmazhatóvá tudnának válni.

**KULCSSZAVAK** dinamikus szimuláció, üzem optimalizáció, energiamegtakarítás, komplex rendszervizsgálat, csatornarendszerek biokinetikája, üzemi tapasztalat

## SZOLGÁLTATÓK SZEMÉVEL

# Dinamikus szimulációk alkalmazhatóságának lehetőségei szennyvízrendszerek esetén, az ALFÖLDVÍZ Zrt. üzemeltetési területén tapasztalt gyakorlat ismeretében

## 1. BEVEZETÉS

Az agglomerációkban, illetve kisebb településeken keletkező szennyvizet a környezeti terhelés megelőzése és a közegészségügyi kockázat minimalizálása érdekében el kell vezetni, majd ezen célokra megfelelő szennyvíztisztító telepeken kezelni. Mivel a települési folyékony hulladék elszállítása igen költséges, így üzemeltetési területünkön is igen nagy gyakorisággal létesültek hosszú szennyvíz-nyomóvezetékek, illetve a nagy területeket lefedő, magas tartózkodási idővel rendelkező gravitációs csatornaöblözetek, melyek a szennyvizek gyűjtésére és továbbítására szolgálnak. A legtöbb csatornarendszer tervezése szabványok és tapasztalatok alapján történik, figyelembe véve a lakossági vízfogyasztási szokásokat. Tervezési szempontból törekedni kell megfelelő áramlási sebesség elérésére a csatornahálózatokban, mellyel a lebegő szennyező anyagok leülepedésének és akkumulálódásának az esélye minimálissá válik. Ehhez a tervezési szennyvízhozamok pontos meghatározása üzemeltetési szempontból kritikus jelentőséggel bír.

Manapság a kisebb településeken a lakossági vízfogyasztási szokások folyamatosan változnak, melynek következtében a csatornarendszerek hidraulikus terhelése lecsökken, tovább növelve a szennyvizek tartózkodási idejét a hálózatokban és átemelőkhöz, időnként jelentősen eltérve a tervezési értékektől, melyek üzemeltetési problémákhoz vezetnek. A biztonság javára egyértelműen a csúcshozamok és az ajánlott legkisebb áramlási sebesség figyelembevétele az egyik

legfontosabb paraméter a méretezések során, viszont bevált gyakorlat lehetne a dinamikus szimulációk alkalmazása különböző üzemállapotok előrejelzésére és javaslatok megtételére, kritikus időszakok okozta problémákra való felkészülésére vagy lehetőségekhez mérten azok megakadályozására.

## 2. CSATORNARENDSZEREK MODELLEZÉSE

A csatornahálózatok összetettségéből adódóan maguknak a szimulációs modelleknek a megalkotása, kalibrációja, a módszer végrehajtásának a megfelelősége (verifikációja) és a módszer megfelelősége (validálása) összetett folyamatokat és feladatokat jelenthet. Ezenkívül egy-egy modell megalkotásánál fontos szempont a számítási idő, ezért mindenképp a modell egyszerűsíthetőségére kell törekedni, viszont elegendő számítási pont megadásával. Fontos tényező továbbá, hogy hidraulikai szempontból milyen dimenziós hálózatot építünk ki és alkalmazunk, hiszen mindegyik modellnek megvan a maga előnye és hátránya, illetve alkalmazhatósági területe. Ahhoz, hogy egy csatornahálózati modell kellőképpen alkalmazható legyen, és megfelelő eredményekkel tudjon szolgálni a tervezők, majd a későbbiekben az üzemeltetők számára, a kapott adatok gyors és egyszerű kinyerhetőségére is nagy hangsúlyt kell fektetni, továbbá azok gyakorlati alkalmazhatóságának megalapozására könnyen kezelhetőnek és érthetőnek kell lenniük.

Egy több funkcióval ellátott, jól kezelhető szimulációs modell már a tervezés korai szakaszában alkalmas műszaki

támogatottságot nyújtana, a tervezés során kapott értékek könnyen ellenőrizhetővé válnának, melyet a későbbiekben az üzemeltetési tapasztalatok alapján lehetne optimalizálni. Különböző üzemállapotokat lehetne szimulálni úgy, hogy már előzetes információink lennének a még meg nem valósult csatorna-rendszerekről, így a kritikusnak vélt szakaszok pontosíthatóvá válnának. Kevés adatunk van napi szinten arról, hogy egyes csatornaöblözetekben miként alakulnak az áramlási viszonyok, és melyek azok a kritikus szakaszok, ahol alacsony vízsebességek mellett a kiülepedések fokozottan előfordulnak. Ezenfelül a gravitációs csatornahálózatokba és a nyomóvezetékekbe adagolandó vegyszerek elkeveredéséről és azok hatásairól is bővebb információkkal rendelkezünk.

Már üzemben lévő rendszerek komplex szimulációinak a lefuttatásához nagy mennyiségű adatra lenne szükség, de a meglévő hálózataink nyomvonal-koordinátái alapján egy-egy modellhálózat könnyen felépíthetővé válna. A csatornahálózatok anyaga, belső átmérője, lejtési viszonyai, a csatornahálózatokhoz tartozó műtárgyak és beépített szerelvények jellemzőiről üzemeltetőként kellő mennyiségű információval tudnánk szolgálni.

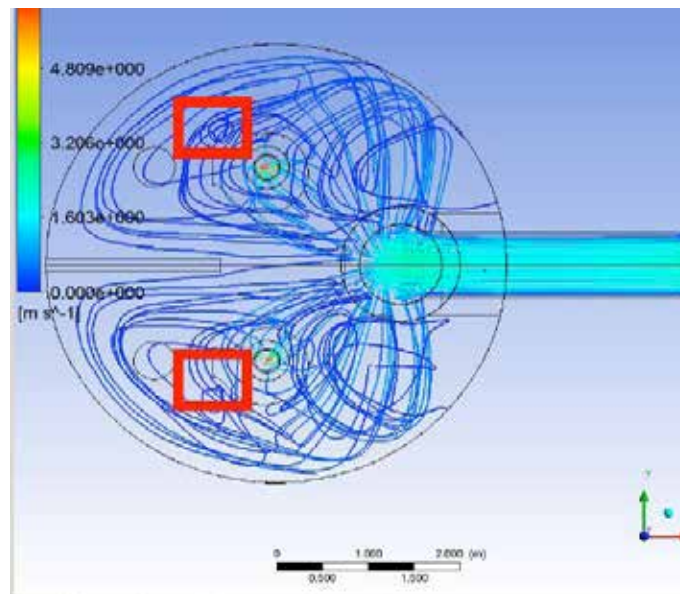
### 3. SZENNYVÍZSZIVATTYÚ-ÜZEM ÉS -ÁTEMELŐ MODELLEZÉSE

Átemelők esetében a szennyvízszivattyú- és -átemelő modell felépítésével eltérő üzemállapotokról kapnánk információt, és olyan megoldási javaslatokhoz jutnánk, amelyekkel több szempontból hatékony üzemeltetést, ezen belül energiahatékonyságot is el tudnánk érni.

Korábban egyes szivattyúállomások modelltesztjei méretarányos műtárgyakban zajlottak, melynek hátrányai a magas költségek, a tesztlétesítmények hosszú építési ideje és a tapasztalt szakemberek hiánya. Napjainkban az áramlások numerikus modellezése korszerű, elfogadott módszernek tekinthető, így szennyvízátemelők tervezésekor, különböző üzemállapotok ellenőrzésekor és technológiai fejlesztésekre való javaslatétel esetén alkalmazhatóvá tudnának válni. Meglévő átemelők esetén a zsíros és darabos szennyeződések kiülepedésére hajlamos tereket, rosszul működő és dugulásra hajlamos szivattyúknál az

átemelőben lezajló folyamatokat, áramlási viszonyokat lehetne közelíteni, ezáltal megfelelő műszaki javaslatokat lehetne kidolgozni. A betorkolási pontok megfelelő magassági szintjeit, azok geometriai kialakítását már előzetesen szimulálni lehetne, így az átemelőkben kialakuló indokolatlanul nagy csobbanások és turbulenciák elkerülhetővé válnának. Ezenfelül a betorkolási pontoknál kilépő szennyvizek esetén a gázkiválásokat és a gázbeoldódásokat is közelíteni lehetne.

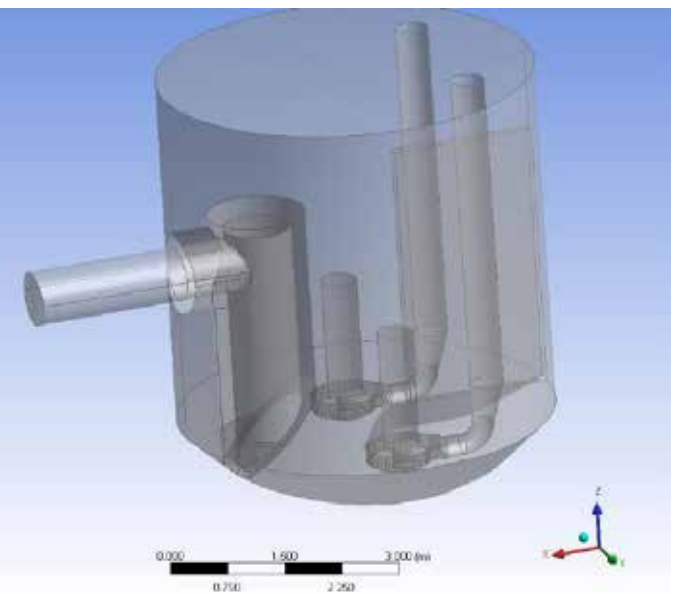
A szimulációkban az áramlás állapotát meghatározó mezőváltozók térbeli és időbeli eloszlásai az alapegyenletek numerikus megoldása alapján kerülnének kiszámításra, és az áramlástanban elterjedt véges térfogatok módszerét lehetne alkalmazni, mely az áramlási teret elemi térfogatokra osztaná, és úgy oldaná meg a megmaradási alapegyenleteket.



A sebességvektorok térbeli eloszlása és iránya, valamint a szivattyúk közvetlen szívóterének közelében a turbulenciából adódó örvénylés szögéről kellő információval rendelkezünk, mely alapján a szivattyú helyét és az átemelő geometriai tulajdonságait lehetne pontosítani, optimalizálni. Egy külföldi szerző[3] a szimulációs térben felépített problémás átemelőről kapott áram-

lási információkat, melyek alapján javaslatteteleket tudott kidolgozni.

Továbbá szennyvízszivattyú-modell felállításával öblözetenként, a napi befolyó szennyvízterhelések eloszlása alapján a szivattyúk kapcsolási szintjeit pontosabban lehetne beállítani, ezáltal nemcsak energiafelvétel-optimalizálás lenne elérhető, hanem a szennyvíztisztító telepek terhelése is kiegyenlítettébbé, a csatornahálózatokban a tartózkodási idők csökkenthetővé válnának. Több kilométeres nyomóvezetékek esetén a szivattyúk tényleges munkapontjairól, vízsebességekről, a hálózatban kialakuló nyomásvesztésekről, illetve a magas pontokon kialakuló légszákorról kapnánk már a tervezés korai fázisában adatokat, így a nyomvonal magassági vonalvezetése könnyebben korrigálhatóvá válna, mely a későbbiekben az üzemeltetés biztonságát fokozná.



### 4. CSATORNARENDSZER BIKINETIKAI MODELLEZÉSE

Ahogy az előző fejezetben részletezésre került, milyen előnyei lennének a csatorna-rendszerek modellezésének hidraulikai szempontból, fontos megemlíteni a csatornahálózatokban lejátszódó biokémiai és mikrobiológiai folyamatok modellezését is. A csatornában lejátszódó folyamatok időben és

térben folyamatosan változó rendszerként értelmezendők, így a végbemenő átalakulások kiszámíthatósága még a többéves tapasztalatok alapján is bizonytalan. Mára már a műszaki gyakorlat támogatására több modell is létrejött, melynek segítségével a csatornákban lejátszódó aerob, anoxikus és anaerob folyamatok kinetikáját, illetve a vegyszeradagolás és csatornarendszerek átlevégőztetésének hatását lehet vizsgálni, szimulálni.

Ahogy a szennyvíztisztító telepek modellezéséhez hasonlóan minden létrejövő állapothoz egyenleti összefüggéseket állítottak fel, minden egyenlethez az adott folyamathoz tartozó változókat lehet rendelni, melyek egy részét előzetesen laborkísérletek útján határozták meg. Nehézséget jelent, hogy minden rendszer más és más tulajdonságokkal rendelkezik, így egyes paraméterek meghatározása csakis helyi tapasztalatok figyelembevételével és mérésével kalibrálható. A csatornahálózatokban kialakuló magas szennyvíztartózkodási idők miatt oxigénhiányos állapotok alatt a szennyvizek biológiailag jól bontható komponenseinek lebontását a csőfalon megtelepedő és üledékként is előforduló anaerob mikroorganizmusok is végzik. A lebontás során először szerves savak képződnek, a bomlás előrehaladtával pedig megjelenik a kén-hidrogén, melyet a speciális szulfátredukáló mikroorganizmusok termelnek. Szénforrásaik elsősorban a szerves savak, melyeket a szennyvíz ammónium-nitrogén- és szulfáttartalmának felhasználásával alakítanak át. A szulfidképződést leginkább befolyásoló tényezők közé sorolandó a csatornahálózatban a szennyvíz tartózkodási ideje, szervesanyag- és szulfátkoncentráció, hőmérséklet, pH és az oxigénellátottság.

Többéves kutatómunkának az eredményeként 1977-ben Pomeroy-Parkhurst felállított egy elsőrendű empirikus modellt, mellyel a gravitációs csatornahálózatokban a szulfidképződést lehet számítani.

$$\left(\frac{A}{V}\right)^{-1} \left(\frac{dC_{S(-II)}}{dt}\right) = M' BOD_5 1.07^{T-20} - N(su)^{\frac{3}{8}} d_m^{-1} R C_{S(-II)}$$

$$= M' BOD_5 1.07^{T-20} - N(su)^{\frac{3}{8}} \left(\frac{P}{b}\right)^{-1} C_{S(-II)}$$

Ahol az együtthatók:

$r_{a,1}$  = Konstans szulfidképződés mértéke a biofilmen  
( $gSm^{-2}h^{-1}$ )

$A/V$  = Nedvesített csőfelület / vízzel telt térfogat ( $m^{-1}$ )

$C_{S(-II)}$  = Szulfidkoncentráció ( $gSm^{-3}$ )

$t$  = Idő (h)

$M'$  = Empirikus konstans mértéke

$BOD_5$  = Biokémiai oxigénigény ( $gO_2m^{-3}$ )

$T$  = Hőmérséklet ( $^{\circ}C$ )

$N$  = Empirikus szulfidcsökkenés együtthatója

$s$  = Lejtés ( $mm^{-1}$ )

$u$  = Áramlási sebesség ( $ms^{-1}$ )

$dm$  = Csővezeteki vízszintmagasság (m)

$R$  = Hidraulikus sugár (m)

$P$  = Nedvesített kerület (m)

$b$  = Vízükör szélessége (m)

A szulfidképződést biofilmek esetén nyomóvezeteki hálózatokra is meghatározták laborkísérletek alapján, ahol az együtt-ható értékét közelítették:  $r_a = 0,1 gSm^{-2}h^{-1}$ . A köbméterenként képződő szulfidkoncentráció meghatározásához a nyomóvezeték hidraulikus sugarát, valamint a szennyvízterhelésekből adódó hidraulikus tartózkodási időt szükséges felhasználni.

A szulfidképződést biofilmek esetén nyomóvezeteki hálózatokra is meghatározták laborkísérletek alapján, ahol az együtt-ható értékét közelítették:  $r_a = 0,1 gSm^{-2}h^{-1}$ . A köbméterenként képződő szulfidkoncentráció meghatározásához a nyomóvezeték hidraulikus sugarát, valamint a szennyvízterhelésekből adódó hidraulikus tartózkodási időt szükséges felhasználni.

$$C = \left(\frac{r_{a,1}}{R}\right) HRT$$

Ahol az együtthatók:

$r_{a,1}$  = Konstans szulfidképződés mértéke a biofilmen  
( $gSm^{-2}h^{-1}$ )

$R$  = Hidraulikus sugár

$HRT$  = Hidraulikus tartózkodási idő (h)

$C$  = Képződő szulfidkoncentráció ( $gm^{-3}$ )

Lehetőség van arra is, hogy a szulfid oxidációját is modellezzünk, erre szintén több összefüggést állítottak fel, melyek figyelembe veszik mind a biológiai, mind pedig a kémiai úton történő oxidációt:

$$r_{S(-II)} = k_{S(-II)} C_S^{n1} C_O^{n2}$$

Ahol az együtthatók:

$r_{S(-II)}$  = Szulfid oxidációs mértéke ( $gSm^{-3}nap^{-1}$ )

$k_{S(-II)}$  = Konstans mérték ( $n1$  és  $n2$  értékektől függő mértékegység)

$C_S$  = Oldottszulfid-koncentráció ( $gm^{-3}$ )

$C_O$  = Oldottoxigén-koncentráció ( $gm^{-3}$ )

$n=n1+n2$  = Reakciómérték ( $n1$  és  $n2$  értékektől függő mértékegység)

A szulfid 7-es pH alatt vizes oldatban hidrogén-szulfid formában kisebb sebességgel oxidálódik, mint az ionos formában lévő, a 7-es pH fölött kialakuló vizes oldatban lévő hidrogén-szulfid-ion ( $HS^-$ ), emiatt a szennyvíz pH-ja jelentős hatással van a szulfid oxidációjára. Így mind a molekuláris, mind pedig az ionos forma oxidációs sebességeinek az összegét figyelembe kell venni:

$$k_{S(-II)c,pH} = \frac{k_{H_2S_c} + k_{HS^-c} \frac{K_{a1}}{10^{-pH}}}{1 + \frac{K_{a1}}{10^{-pH}}}$$

Ahol az együtthatók:

$k_{S(-II)c,pH}$  = pH-függő kémiai szulfidoxidáció mértékének konstansa  
( $(gSm^{-3})^{1-n1b}(gO_2m^{-3})^{-n2b}h^{-1}$ )

$k_{H_2S_c}$  = Hidrogén-szulfid kémiai szulfidoxidáció mértékének konstansa  
( $(gSm^{-3})^{1-n1b}(gO_2m^{-3})^{-n2b}h^{-1}$ )

$k_{HS^-c}$  = Hidrogén-szulfid-ion kémiai szulfidoxidáció mértékének konstansa  
( $(gSm^{-3})^{1-n1b}(gO_2m^{-3})^{-n2b}h^{-1}$ )

$K_{a1}$  = Szulfid elsőrendű disszociációjának mértéke

Jellemzően a biológiai folyamatok szintén pH-függőek, és optimális tartományban a biológiai szulfidoxidáció is végbemegy, melyet az alábbi összefüggés tartalmaz.

$$k_{S(-II)b,pH} = k_{S(-II)b,pHopt} f_{S(-II),pH} = k_{S(-II)b,pHopt} \frac{\omega_{S(-II)b}}{\omega_{S(-II)b} + 10^{|pH_{opt}-pH|} - 1}$$

Ahol az együtthatók:

$k_{S(-II)b,pH}$  = PH-függő biológiai szulfidoxidációs együttható konstansa ((gSm<sup>-3</sup>)<sup>1-n1b</sup>(gO<sub>2</sub>m<sup>-3</sup>)<sup>-n2bh<sup>-1</sup></sup>)

$k_{S(-II)b,pHopt}$  = Optimális pH-értéken a biológiai szulfidoxidáció maximális együttható konstansa ((gSm<sup>-3</sup>)<sup>1-n1b</sup>(gO<sub>2</sub>m<sup>-3</sup>)<sup>-n2bh<sup>-1</sup></sup>)

$pH_{opt}$  = Optimális pH-érték a szulfidoxidáció-aktivitásra

$f_{S(-II),pH}$  = Relatív pH-függés faktora

$\omega_{S(-II)b}$  = Szulfidoxidáció aktivitási görbéjének alakú állandója a pH-érték függvényében

A csatornahálózatban lejátszódó biológiai folyamatok közül az oxigén elfogyását követően indul meg az anaerobitás folyamata, melynek során a már korábban említett szulfátredukáló mikroorganizmusok szaporodása indul el. Azonban amennyiben nitrátot valamilyen oldat formájában a hálózatba juttatunk, a nitrát lebontásából adódóan a denitrifikáló mikroorganizmusok szaporodnak el, háttérbe szorítva ezzel az anaerob baktériumokat. Így szulfátredukáló baktériumok számára hasznosítható szerves savak sem keletkeznek anoxikus körülmények között. Üzemeltetési területünkön a kalcium-nitrátos vegyszeradagolás terjedt el nyomóvezetékek és csatornaöblözetek esetén, így a nitrátfelhasználás modellezését választottam részletezésül. Magát a nitráthasznosítás mértékét a következő összefüggésekkel lehet közelíteni, mellyel a csatornához és szennyvíz-nyomóvezetékekhez tartozó vegyszeradagolás mértékét lehetne pontosítani, hiszen az üzemeltetői gyakorlatban kevés helyen állnak rendelkezésre mérőműszerek és szimulációs programok egyaránt:

$$r_{grw,an} = \mu_{H,NO_3} \frac{S_F + S_A}{K_{SW} + (S_F + S_A)} \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \frac{K_O}{K_O + S_O} X_{HW} \alpha_W^{(T-20)}$$

$r_{grw,an}$  = Heterotróf mikroorganizmusok anoxikus szaporodása szuszpenzióban (gKOl nap<sup>-1</sup>)

$\mu_{H,NO_3}$  = Heterotrófok maximum szaporodási sebessége (day<sup>-1</sup>)

$S_f$  = Oldott gyorsan bontható szervesanyag- koncentráció (gO<sub>2</sub>m<sup>-3</sup>)

$S_A$  = Fermentációból keletkező szerves savak (gO<sub>2</sub>m<sup>-3</sup>)

$K_{SW}$  = Oldott gyorsan bontható szerves anyag szaturációs konstansa (gO<sub>2</sub>m<sup>-3</sup>)

$S_{NO_3}$  = Nitrát koncentráció (gm<sup>-3</sup>)

$K_{NO_3}$  = Nitrát szaturációs konstansa (gNO<sub>3</sub>m<sup>-3</sup>)

$K_O$  = Oldott oxigén szaturációs konstansa (gO<sub>2</sub>m<sup>-3</sup>)

$S_O$  = Oldott oxigén- koncentráció vizes fázisban (gO<sub>2</sub>m<sup>-3</sup>)

$X_{HW}$  = Heterotróf biomassa- koncentráció vizes fázisban (gKOl/m<sup>-3</sup>)

$\alpha_W^{(T-20)}$  = Hőmérsékleti együttható vizes fázisra

$$r_{main,an} = q_{m,NO_3} \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \frac{K_O}{K_O + S_O} X_{HW} \alpha_W^{(T-20)}$$

Ahol az együtthatók:

$q_{m,NO_3}$  = Anyagcsere-folyamatok energiaigényének konstans mértéke (nap<sup>-1</sup>)

$r_{main,an}$  = Biomassa-anyagcsere folyamataihoz szükséges energiaigény mértéke (gKOl m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup>)

$$r_{grw,an} = k_{1/2,NO_3} S_{NO_3}^{0.5} 2,86 \frac{Y_{HF,NO_3}}{1 - Y_{HF,NO_3}} \frac{S_F + S_A}{K_{SW} + (S_F + S_A)} \frac{K_O}{K_O + S_O} \frac{A}{V} \alpha_f^{(T-20)}$$

Ahol az együtthatók:

$r_{grw,an}$  = Heterotróf mikroorganizmusok anoxikus szaporodása biofilmen (gKOl nap<sup>-1</sup>)

$k_{1/2,NO_3}$  = 1/2-rendű reakciósebességi-állandó a biofilm felületének egységnyi területén (gNO<sub>3</sub>-N<sup>0.5</sup>m<sup>-0.5</sup>h<sup>-1</sup>)

A = Nedvesített csőfelület (m<sup>2</sup>)

V = Vízzel telt térfogat (m<sup>3</sup>)

$\alpha_f^{(T-20)}$  = Hőmérsékleti együttható biofilm fázisra

T = Hőmérséklet (°C)

A modellezés a tervezési értékek ellenőrzését szolgálná, már a tervezés korai szakaszában a vegyszeradagolás mennyiségét és helyét lehetne specifikusan kiválasztani, a pontosabb vegyszeradag alapján pedig javaslatot lehetne adni az adagoló szivattyúkapacitására és a vegyszertartály térfogatára. A szélső értékekre biztonsággal méretezett és a szimulációk során ellenőrzött vegyszeradagolás vezérlési módszereit is az adagoláshoz tudnánk társítani, így a fix folyamatos dózis, a szivattyúkapcsolásonkénti időszakos adagolás és az online szondához kötött adagolás közül tudnánk a leoptimalisabbat kiválasztani, a lehetőségek figyelembevételével.

## 5. ÜZEMI TAPASZTALATOK

Sándorfalva és Szatymaz települések közös szennyvíztisztító telepéhez a nyomóvezetékekhez tartozó végátemelőkhöz településenként kalcium-nitrátos vegyszeradagolás épült ki, hozzá tartozó folyamatirányítási rendszerrel. A sándorfalvi nyomóvezeték DN 315-ös méretű, KPE anyagú, amely 2 km hosszon épült ki. A végátemelő szivattyúk átlagos hozama 130 m<sup>3</sup>/h, a hajnali időszakban jellemzően 100-110 m<sup>3</sup>/h. A szatymazi nyomóvezeték DN 200-as méretű, KPE anyagú, amely szintén 2 km hosszon épült ki, a végátemelő szivattyúk átlagos hozama 80-85 m<sup>3</sup>/h.

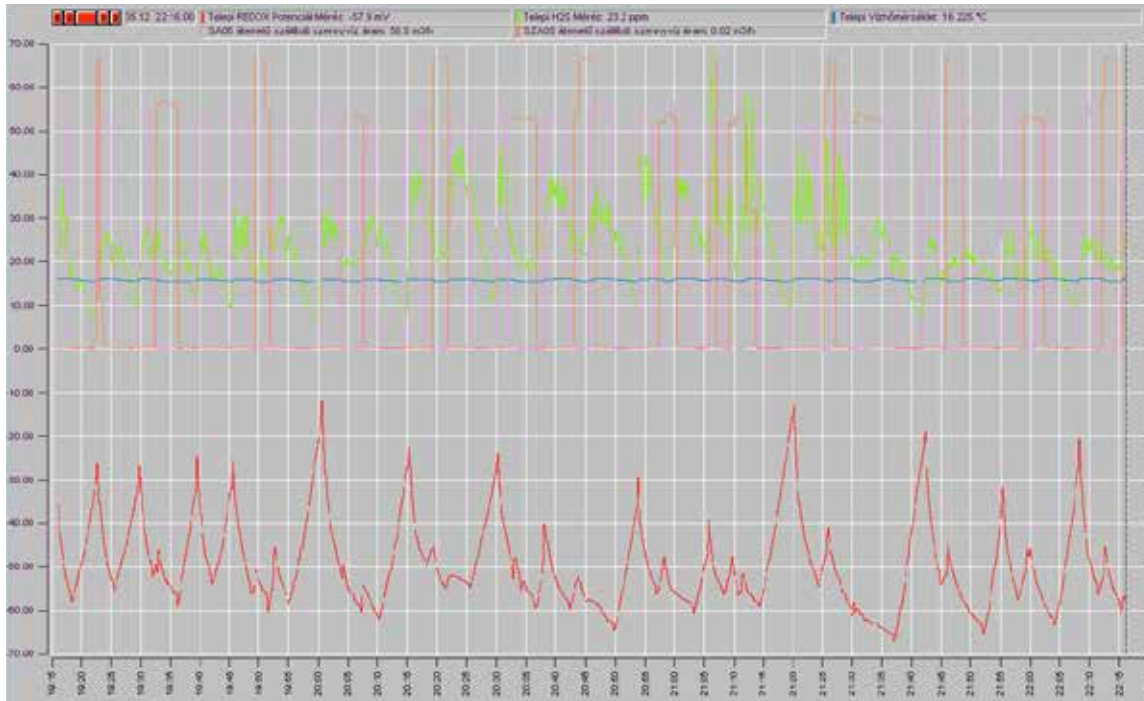
A folyamatirányításban lehetőség van a vegyszeradagolás mennyiségének a beállítására 1 m<sup>3</sup> szennyvízre vetítve, valamint a rendszer megkülönböztet nappali, illetve éjszakai vegyszeradagot. Lehetőség van arra, hogy az adagolási időszakok hosszát manuálisan állítsuk be, így a késő éjszakai és hajnali órákban nagyobb vegyszermennyiséget tudunk adagolni, mint a nappali időszakban. Minden változtatás során a vegyszeradagoló szivattyúk vegyszerhozamát is be kell állítani, és közbizását el kell végezni.

A településenkénti végátemelő szivattyúhozamok a kiépült nyomóvezetékek függvényében nem indokolják a magas tartózkodási idők kialakulását, viszont előfordulnak olyan időszakok, amikor az áramlási sebességek annyira le tudnak csökkenni, hogy a szennyvíz részben kiülekszik. Ennek hatására a szenny-



víz berothadása következik be, melynek hatására a szennyvíztisztító telepen korábban magas, akár 100-150 ppm koncentrációjú kén-hidrogént is mért a beépített műszer.

Az alábbi ábrán az idő függvényében a redoxpotenciál (mV) és a kén-hidrogén (ppm) értékei láthatók. Hosszabb teljes időszak a folyamatirányításból nem nyerhető ki, így egy jellemző időszak került kimentésre.



Az adagolási mennyiségeket az ábrán is látható kén-hidrogén (zöld) eredmények és redoxpotenciál (piros) eredmények alapján közelítjük, mely jórészt hőmérsékletből adódóan havonta, de akár hetente is változhat. Több tanulmány is hivatkozik arra, hogy  $-50$  mV fölött a kén-hidrogén-képződés már jelentősen lecsökken, így az adagolást próbáljuk ezen értékek fölött tartani. A szennyvíztisztító telepre beérkező nyers szennyvíz szulfid- és nitrát-nitrogén koncentrációját tesztekkel mérjük, melyek további kontrolltényezőt jelentenek az adagolás szempontjából.

A kísérleti úton közelített beállítások alapján a mért kén-hidrogén-koncentrációk 2023 nyarától átlagosan 30–40 ppm között változtak. Üzemeltetési tapasztalat, hogy amennyiben a kelleténél több kalcium-nitrát-adagolás történik, akkor jelentős nitrogéngáz-kiválás fordulhat elő a nyomóvezetékben, mely a végátemelő szivattyúk szállítási kapacitását lecsökkenti, és az áramlási sebesség kritikus tartományba esik. A tapasztalatok azt mutatták, hogy a nyári meleg időben az éjszakai és hajnali

időszakban köbméterenként 0,05 liter 45%-os tömegkoncentrációjú kalcium-nitrát-oldat adagolására volt szükség, míg a nappali időszakban 0,03 liter/köbméter mennyiség is elegendőnek bizonyult.

Az adagolás ellenőrzésére az előző fejezetben részletezett heterotróf baktériumok szaporodását modellező egyenletek alapján a nitrát fogyását lehetne közelíteni és összehasonlítani a jelenlegi adagolási beállításokkal, így további cél a számítások elvégzése után a javaslatok megtétele és a vegyszeradagolás további pontosítása évszakokra lebontva.

## 6. ÖSSZEFOGLALÁS

Az ALFÖLDVÍZ Zrt. üzemeltetési területén nem találkozunk megtervezett rendszerek alátámasztására lefuttatott szimulációs eredményekkel, a hiányzó adatok alapján az üzemeltetési javaslatok is elmaradnak. Ezen hiányosságok elősegítésére a szivattyúmodell és a csatornahálózati modell kapcsolatának felállításával eltérő üzemállapotokat lehetne szimulálni, a szimulációs eredmények alapján elősegíthetővé válna a döntéstámogatás. Előre kalibrált, verifikált és validált modellek szimulációs eredményeiből a jelenlegi rendszerekhez hasonló, de üzemhatékony megoldások kivitelezését lehetne elősegíteni.

A csatornarendszerekben lezajló biokinetikai folyamatok alapján a vegyszeradagolás, nyomóvezetékek esetén a megfelelő oxigénellátottság biztosítására a légbefúvás megtervezése és a javaslatok kidolgozása az üzemeltetés hatékonyságát biztosítaná. Üzemeltetői oldalról további cél, hogy a jelenleg kialakított vegyszeradagolást pontosítsuk, a tapasztalatokat alkalmazzuk további rendszereknél, és az üzemeltetési területünkhöz tartozó és létesülő légöblítéses és pneumatikus átemelők légbefúvásának a mennyiségét közelítsük évszakos lebontásra, biokinetikai számítások alapján.

## IDÉZETT FORRÁSMUNKÁK

1. Géza, Ö., & Dezső, S. (2006). *Csatornarendszerek üzemeltetése. Közlekedési Dokumentációs Kft.*
2. Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., & Nielsen, A. H. (2013). *Sewer Processes Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks. 6000 Broken Sound Parkway NW, Suite 300: CRC Press; Taylor & Francis Group.*
3. Truassheim, B. (2011). *CFD Modelling of a Pump Intake. ENG4112 Research Project.*