

NEMZETI KÖZSZOLGÁLATI EGYETEM

Katonai Műszaki Doktori Iskola

Alapítva: 2002 évben

Bencsik Dániel

Víztudomány kutatási terület

**Levegőztetési mérőszámok dinamikus
előrejelzése a szennyvíz-technológiában**

Doktori (PhD) értekezéstervezet

Témavezető:
Dr. Karches Tamás

.....

Budapest, 2026

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés	4
1.1. A téma aktualitása és újszerűsége	4
1.2. A tudomány állása és a kutatási igény	5
1.2.1. Gáz-folyadék anyagtranszport tiszta vízben	8
1.2.2. Gáz-folyadék anyagtranszport szennyvízben.....	10
1.3. Kutatási hipotézisek megfogalmazása	15
1.4. Célkitűzések megfogalmazása	15
1.5. Alkalmazott kutatási módszerek	15
1.6. Az értekezés felépítése.....	17
2. Modellfejlesztés a gáz-folyadék transzportfolyamatok leírására	18
2.1. A szennyvíz-technológia matematikai modellezésének alapjai	19
2.2. A folyamatmodellek megbízhatósága	22
2.3. Bioreaktorok oxigénfelhasználási viszonyai	23
2.3.1. Reaktorok oxigénmérlege	23
2.3.2. Az oxigénátadás jellemzői	25
2.3.3. A mikroorganizmusok oxigénfogyasztása	27
2.4. A matematikai modell fejlesztése	28
2.4.1. Biodegradáció	29
2.4.2. Gáz-folyadék anyagátadás	31
2.5. Diffúzorok oxigénbevitelre a szennyvíztisztítási folyamatokban.....	40
2.5.1. Diffúzorteljesítmény-paraméterek meghatározása.....	40
2.5.2. Modellverifikáció a diffúzorok oxigénbevételére.....	43
2.6. Konténerezált katonai szennyvíztisztítók energetikai hatékonyságnövelése	51
2.6.1. Szennyvízkezelési megoldások katonai objektumoknál	51
2.6.2. A vizsgált konténertelep modellkonfigurációja	54
2.6.3. Modellfuttatások eredményeinek kiértékelése.....	57
2.7. Részkövetkeztetések	64
3. A szennyvíz-összetevők oxigénbevitelre gyakorolt hatásainak előrejelzése	66
3.1. Szennyező komponensek hatása a gáz-folyadék anyagátadásra	66
3.2. Matematikai modellfejlesztés az oxigén beoldásának dinamikus előrejelzésére	69
3.3. A dinamikus α -modell alkalmazása.....	76
3.3.1. Modellkalibráció és -validáció.....	76
3.3.2. Fúvóméretezés pontosítása dinamikus szimulációkkal.....	80
3.4. Részkövetkeztetések	85
4. Az oxigénátadási kinetika adaptációja egyéb gázok anyagforgalmára	87
4.1. A gázfázis-összetétel számítása	88
4.2. A gázfázis-modell verifikációja	89

4.3. Illékony vegyületek eltávolításának optimalizálása szennyvíz-újrahasznosításnál	93
4.3.1. BTEX-vegyületek eltávolításának üzemszintű leírása, modellkonfiguráció	94
4.3.2. A BTEX-eltávolítási modell eredményei és értékelésük	98
4.4. Üvegházhatású gáz kibocsátás fixfilmes szennyvízkezelő eljárásban	106
4.4.1. Az üvegházhatású gáz kibocsátások számszerűsítése és a modellkonfiguráció	106
4.4.2. GHG-modellfuttatások eredményeinek kiértékelése	111
4.5. Részkövetkeztetések	117
5. Szennyvíztisztító telepek adaptálása napjaink környezetbiztonsági kihívásaihoz	118
5.1. A szennyvíz-technológia nemzetvédelmi és környezetbiztonsági kapcsolódási pontjai ..	119
5.2. A szennyvíztisztítás iparbiztonsági vonatkozásai	121
5.3. Szélsőséges időjárás által előidézett haváriák elhárítása a szennyvíztisztításban	123
5.3.1. Biológiai fokozat levegőellátásának szabályozása	123
5.3.2. Sztrippelés levegőellátásának szabályozása	129
5.4. A csökkenő vízhasználat levegőztetési költségekre gyakorolt hatásainak kezelése	131
5.5. A mezőgazdasági célú szennyvíz-újrahasznosítás tápanyag-visszanyerési lehetőségei levegőztetés-szabályozással	133
5.6. Részkövetkeztetések	140
6. Az elvégzett kutatás összefoglalása	142
6.1. Összegzett következtetések és az eredmények alkalmazhatósága	142
6.2. Ajánlások	143
6.3. További kutatást igénylő területek	144
7. Új tudományos eredmények tézisszerű összefoglalása	145
Köszönetnyilvánítás	147
A témakörből készült publikációim	148
Irodalomjegyzék	149
Mellékletek	163
Ábrák jegyzéke	163
Táblázatok jegyzéke	165
Szimbólumjegyzék	166
Rövidítések jegyzéke	169
Fogalomjegyzék	170
Gujer-mátrix függelék	171
Modellparaméterek listája	180
Kohéziós táblázat	183

1. BEVEZETÉS

1.1. A TÉMA AKTUALITÁSA ÉS ÚJSZERŰSÉGE

A biztonságos települési vízgazdálkodás magában foglalja a keletkező hulladékvizek gyűjtését és kezelését, mely fontos a közegészségügyi kockázatok csökkentése, vagyis a lakosság védelme, illetve a környezetünk állapotának megóvása és fenntarthatóságának biztosítása érdekében. A szennyvíztisztítás fő feladata az élővizek oxigén-háztartására veszélyes szennyezők kiküszöbölése. A biológiailag eltávolítható anyagokat tartalmazó szennyvizek tisztításában meghatározó szerepet játszanak a mikrobiológiai eljárások.

Fejlett országokban a szennyvíztisztító telepek a villamosenergia-fogyasztás 1–3%-ához járulnak hozzá. Ennek pedig rendszerint több, mint a fele a levegőztetési műveletekből ered, ezért a szennyvízkezelő létesítmények tervezése és üzemeltetése során kiemelt feladat a levegőigény minimalizálása, az aktuális terhelési és hőmérsékleti viszonyoknak megfelelően [1]. A témakör olyan biológiai szennyvíz-technológiák méretezésének és intenzifikálásának kérdéseit foglalja magában, melyekkel – aerob medencék jobb oxigénbevitelére, illetve anaerob/anoxikus térrészek hatékonyabb kihasználása által – használt vizeinket kisebb energiafelhasználással és környezetkárosítással juttathatjuk a befogadó víztestbe vagy hasznosíthatjuk újra.

A kutatás során elvégzendő feladatok magukban foglalják a tiszta vízre jellemző oxigén beviteli hatékonyság (*SOTE*) és a szennyvízben módosuló gáz-folyadék anyagtranszporttal korrigáló alfa tényező (α) előrejelzésére szolgáló modellek fejlesztését. Ezekhez empirikus (labor vagy félüzemi mérések), analitikus, numerikus számítási módszerek alkalmazása szükséges. A kutatás további célja a korszerű módszertanok igénybevételével elvégzett modellfejlesztések és a technológiai optimalizáció eredményei segítségével azok felhasználási területeinek bemutatása.

A kutatómunka kiterjed a 250 000 lakosegyenértéknél¹ nagyobb terhelésű szennyvíztisztító telepekre, melyek a kritikus infrastruktúrák víz ágazati rendszerelemei közé tartoznak [2]; illetve a kisebb léptékű, decentralizált rendszerekre is, melyeket többek között katonai objektumok tanulmányán keresztül fog vizsgálni.

¹ Lakosegyenérték: egyenértékű szennyvízterhelés – 60 g_{BOI}/d

1.2. A TUDOMÁNY ÁLLÁSA ÉS A KUTATÁSI IGÉNY

A levegőztetés a kommunális szennyvíztisztítás egyik legnagyobb költségvetétele, tervezés és üzemeltetés során fontos feladat a levegőztető rendszerek energiahatékonyságának növelése [3]. Az 1.1 ábrán látható eleveniszapos szennyvíztisztító medence sorba kapcsolt, közvetlenül egymás mellett elhelyezkedő anoxikus és aerob térrészei, szemléltetve, hogy mennyire erőforrásigényes a biomassza levegővel történő ellátása. Az aerob medence vízfelszínén látható intenzív buborékképződés utal rá, hogy a nagy térfogatok átmozgatása és oxigénnel ellátása a szennyvíz-technológia kiemelkedően energiaintenzív művelete.



1.1. ábra: Levegőztetés nélküli és levegőztetett reaktorok a dél-afrikai Zandvliet szennyvíztisztító telepen (saját fotó)

A levegőztetés a szennyvíztisztító létesítmények egyik legköltségesebb művelete, elektromos energiafogyasztásának több mint feléhez járulhat hozzá [3]. Meglehetősen érzékeny a napi és évszakos változásokra, ezért folyamattervezés, illetve -optimalizálás szempontjából döntő fontosságú az oxigénátadás dinamikus jellegének figyelembevétele.

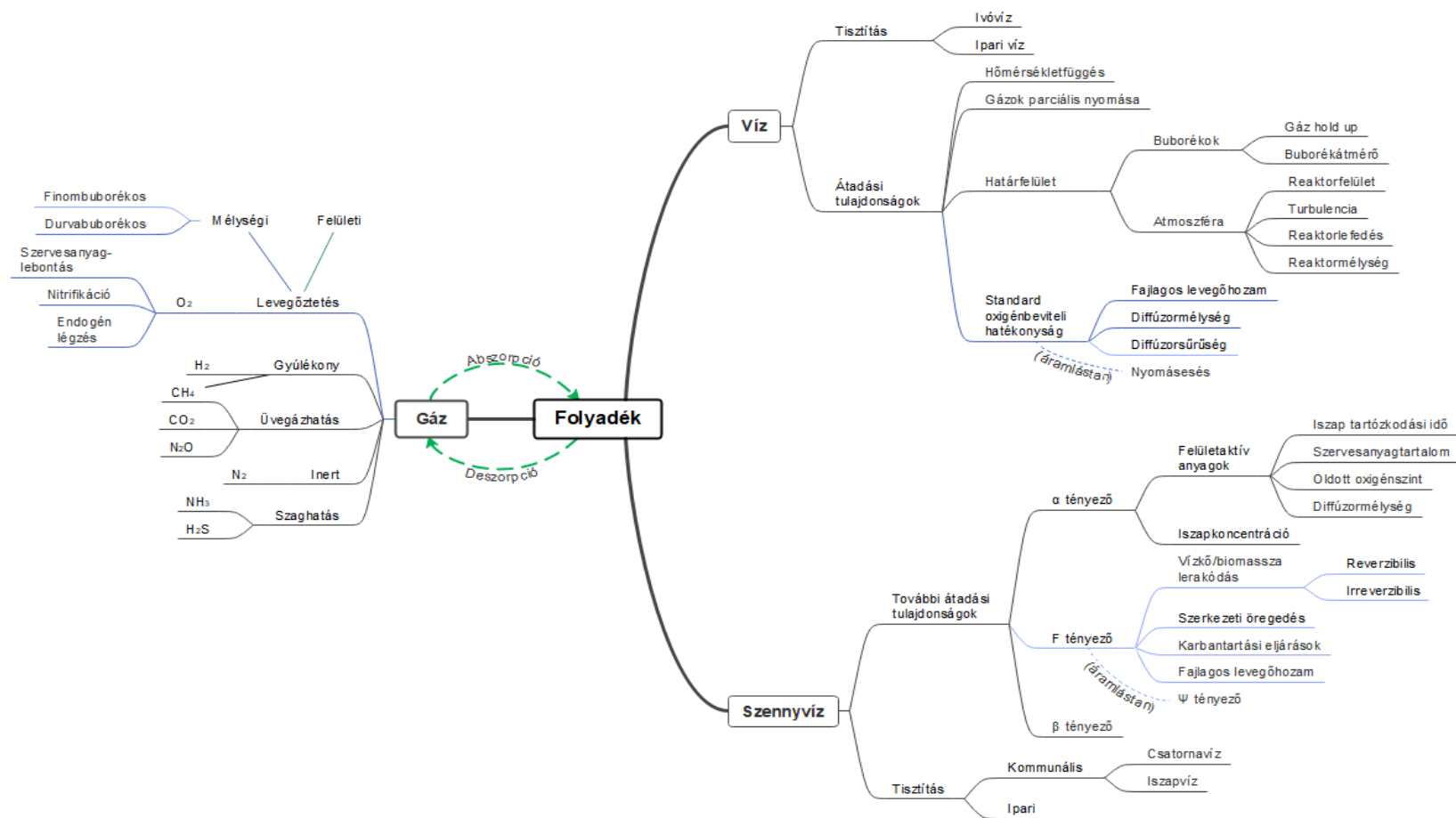
Hagyományos tervezői megközelítésekben bizonyos oxigénátadási változókat konstansnak állítanak be – időnként felülvizsgálva őket –, holott széles körben ismert, hogy a befolyó terhelés függvényében változnak; térben (a sorba kapcsolt reaktorokban tapasztalható koncentrációprofilnak megfelelően) és időben egyaránt [4].

A kutatás fő célja olyan numerikus modellek fejlesztése, amelyek alkalmazkodnak az anyagátadás dinamikus természetéhez. A szimulációk ezáltal lehetőséget adnak az optimális energiafogyasztás pontosabb meghatározására és a környezetterhelés csökkentésére. A kutatástovábbi célja a korszerű módszertanok igénybevételével elvégzett fejlesztés, technológiai optimalizáció eredményei alkalmazhatóságának bemutatása.

A kutatómunka az oxigénbeoldódás mellett további gáznemű komponensek átadási folyamatait is tárgyalja, ezáltal a beruházási és működési költségek optimalizálása mellett kitér az illékony szerves mikroszennyezők és az üvegházhatású gázok kibocsátásának számszerűsítésére is. Ezen túlmenően környezetbiztonsági esettanulmányain keresztül a létesítmények esetleges havária eseményeinek (áramkimaradás, szélsőséges időjárás) kezelésére vonatkozó javaslatlátételre is sor kerül, így az eredmények közvetlenül is hasznosíthatóak a mérnöki gyakorlatban.

Az oxigén beoldódás kinetikáját leíró transzportegyenleteken alapuló modellek pontosabb eredményeket szolgáltathatnak a levegőztető rendszerek tervezésében vagy hatékonyságnövelésében, jelentős működési- és beruházási költségmegtakarítást eredményezve. Ezen kívül, a rendszerek biztonságra törekvő méretezése által – ügyelve a megfelelő oxigénellátottságra és a vízminőségi határértékek betartására – elősegíthetik a felszíni vízbázisok állapotának megóvását, vagy akár az esetleges fertőzésveszélyes állapotok megelőzését. Erre példa a technológiába tudatosan tervezett pufferkapacitás, mellyel a többletterhelés kezelhető.

Ezenkívül a numerikus módszerek – megfelelő adaptációt követően – az oxigéntől eltérő komponensekre alkalmazva hozzájárulhatnak üvegházhatású vagy szaghatással járó gázok kibocsátásának, elnyelésének pontosabb előrejelzéséhez is. A gázösszetétel helyes számítása pedig pontosíthatja a szakaszos levegőztetéssel üzemeltetett reaktorok, valamint az anoxikus medencék után elrendezett aerob medencék oxigénbevitelének becslését is. A kutatás összetettsége miatt a témakörhöz kapcsolatos fogalomtérképet alkottam, melyet az 1.2. ábra szemléltet.



1.2. ábra: Fogalomtérkép gáz-folyadék átadási folyamatok összegzésére a szennyvíztisztításban (saját szerkesztés)

A szennyvíz levegőztetése a gáz-folyadék anyagátadási elméletek (Fick-törvény, Henry-törvény) alkalmazásán alapul, melyek ismerete szükséges az aerob folyamatok tervezéséhez és elemzéséhez. A transzportelméletek pontos alkalmazásának egyik szűk keresztmetszete, hogy a levegő – tiszta víz közegek egyensúlyi folyamatai meglehetősen eltérnek a levegő – szennyvíz esetének forgatókönyvétől. A szennyvízben jelen lévő szennyezőanyagok ismeretlen összetétele miatt az átadási folyamatok csak korlátozott precizitással számszerűsíthetők.

1.2.1. GÁZ-FOLYADÉK ANYAGTRANSZPORT TISZTA VÍZBEN

Az oxigén hatékonyabb oldódása érdekében az anyagátadási felület növelése gyakorlatban a gáz hold-up, vagyis a gáztérfogat/teljes hasznos térfogat arányának emelésével érhető el. Minél nagyobb a levegőztetési térfogatáram, vagy pedig minél kisebb a buborékok átmérője; annál nagyobb gáz hold-up érhető el [5]. A mérnöki gyakorlatban ezen tulajdonságokra reflektálnak a levegőztetők oxigénátadási teljesítményét leíró (adott hőmérsékletre) standardizált változók.

A levegőztetőelemeket a tiszta vízben tesztelt hatékonyságuk alapján értékeljük. A mélységi levegőztetők hatékonyságát a gyártók rendszerint a standard oxigénbeviteli hatékonysággal (standard oxygen transfer efficiency, *SOTE*, %) fejezik ki [6]. Felületi levegőztetőkre nem értelmezhető az *SOTE*, de – az energiabevitel alapján – az oxigénátadás a standard levegőztetési hatékonysággal is jellemezhető (standard aeration efficiency, *SAE*, kg O₂/kWh) [7]. Tervezés során a mennyiségi meghatározás a gyártó és egy független szakértő feladata [8]. A meghatározáshoz szabványos tesztelési protokollokat alkalmaznak, minimalizálva a kísérleti hibaforrásokat [9].

A finombuborékos levegőztetőelemekkel kapcsolatban ismert, hogy a levegő térfogatáramának növelése mellett nő a nyomásesés és a fúvók energiaigénye, viszont exponenciálisan csökken az *SOTE* tapasztalati értéke – ugyanis a levegőbuborékok mérete növekszik, ezáltal csökken fajlagos érintkeztetési felületük és tartózkodási idejük; és nagyobb a felszálló buborékok interferenciája [10]. A finombuborékos diffúzorokkal ellentétben, a durvabuborékos levegőztetők *SOTE* értéke emelkedő tendenciát mutat növekvő léghozam mellett, mivel a kialakuló nagyobb turbulencia következtében a buborékok felbomlása által megnő a fajlagos felület [11].

A diffúzormélységgel arányosan az *SOTE* növekszik, a buborékok hosszabb tartózkodási ideje és a megnövekedett hajtóerő miatti nagyobb oxigén parciális nyomásnak köszönhetően; bizonyos értékig ez a trend kvázi lineáris, azonban 8 méternél mélyebb medencék esetében a növekvő mélység függvényében mindenképpen szükséges számolni azzal, hogy az *SOTE* emelkedése nem azonos intenzitással történik [12]. A mélységgel együtt járó hidrosztatikai nyomás ezzel szemben enyhén összenyomhatja a durvabuborékokat, esetükben kismértékben nőhet az *SOTE* [13]. Finombuborékos levegőztetésnél a diffúzorsűrűséggel (borítottsággal) is növelhető az *SOTE* értéke, ugyanis az egyenletesebb keveredési profilnak – melynek eléréséhez fontos az egyenletes kiosztás is – köszönhetően nő a buborékok tartózkodási ideje [14].

A jelenlegi tervezési protokollokban a finom- és durvabuborékos rendszerek oxigénátadási hatékonyságát (*SOTE*) különálló empirikus modellek írják le, miközben a két technológia közötti átmeneti tartományokban az oxigénátadási viselkedés nem lineáris, és a diffúzor sűrűsége, mélysége, valamint a gázsebesség összetett módon befolyásolja a hatékonyságot [15].

A kommunális szennyvíztisztítás területén a levegőztetők hatékonyságának leírására számos empirikus² összefüggést dolgoztak ki, típus- és gyártóspecifikusan beállítható paraméterekkel. Az *SOTE* az eredő folyadékoldali térfogati oxigénabszorpció együtthatójából (k_La) is kiszámítható, és buborékkolonnákon végzett kutatások során a k_La változót hatványfüggvény segítségével összefüggésbe hozták a felületi gázsebességgel – amely a levegőhozam és a reaktor felületének szorzata –, ezen felül pedig a diffúzorborítottsággal [16]. Továbbá, egy másik, dimenzióanalízis segítségével alkotott modell a diffúzorok felületén kívül figyelembe veszi a mélységüket, illetve a levegőztetett keresztmetszetet is [17].

Az *SOTE* tényező közvetlenül történő számítására is fejlesztettek empirikus modelleket, egyik megvalósítás a fajlagos levegő-térfogatárammal, a diffúzormélységgel és -sűrűséggel korrelált polinomiális összefüggésen alapul [18]. Az egyenletet természetes logaritmikus tag hozzáadásával továbbfejlesztették, az *SOTE* és a fajlagos léghezam közötti pontosabb korrelációért [19].

A szakirodalomban léteznek egyéb k_La vagy *SOTE* korrelációk is, azonban – a gyakorlati felhasználhatóság érdekében – az értekezés a mérnökök által rendszerint

² Empirikus modell: Elsősorban tapasztalati, megfigyelt adatokból származtatott matematikai összefüggés, amely nem magyarázza a rendszer fizikai, kémiai vagy biológiai mechanizmusait

mért és modellezéshez alkalmazott paramétereket tartalmazó megközelítéseket használja. Az irodalomkutatás során feltárt összefüggéseket az 1.1. táblázat foglalja össze időrendi sorrendben.

1.1. táblázat: Meglévő módszerek a diffúzorok oxigénátadási változóinak becslésére tiszta vízben (saját szerkesztés [16-19] források alapján]

Modell	Alkalmazott függvény	Mértékegység-rendszer
Hur, 1994	$SOTE = A_1 + A_2 \cdot Q_{lev,NTP,sp} + A_3 \cdot Q_{lev,NTP,sp}^2 + A_4 \cdot h_{diff} + A_5 \cdot 100 \frac{N_{diff}}{A_r}$	Angolszász
Dold–Fairlamb, 2001	$k_L a_{O_2,bub,st} = \left(k_1 \cdot 100 \frac{A_{diff}^{e_1}}{A_r} + k_2 \right) \cdot U_g^{Y_1}$	SI
Gillot et al., 2005	$k_L a_{O_2,bub,st} = 1,69 \cdot Q_{lev,NTP} \cdot A_r^{-1,18} \cdot A_{diff}^{0,1} \cdot A_{air}^{0,15} \cdot h_{diff}^{-0,13}$	SI
Frank et al., 2009	$SOTE = A_1 + B_1 \cdot h_{diff} + C_1 \cdot \frac{A_r}{A_{diff}} + D_1 \cdot \ln(Q_{air,NTP,sp})$	Angolszász

A korábban kidolgozott összefüggésekben a fajlagos levegőhozam matematikailag korlátozott a modellkalibrációhoz³ használt adatérték tartományra, azon kívülre nem extrapolálható. Szigorú minimum- és maximum értékek beállítására kódolt logikai függvények pedig dinamikus szimulációk során potenciálisan numerikus problémákhoz vezethetnének. A disszertációban ezért hangsúly kerül egy új algebrai módszer fejlesztésére, amelyben aszimptoták garantálják, hogy az *SOTE* értéke levegőztetőelem-specifikus fizikai korlátok között marad.

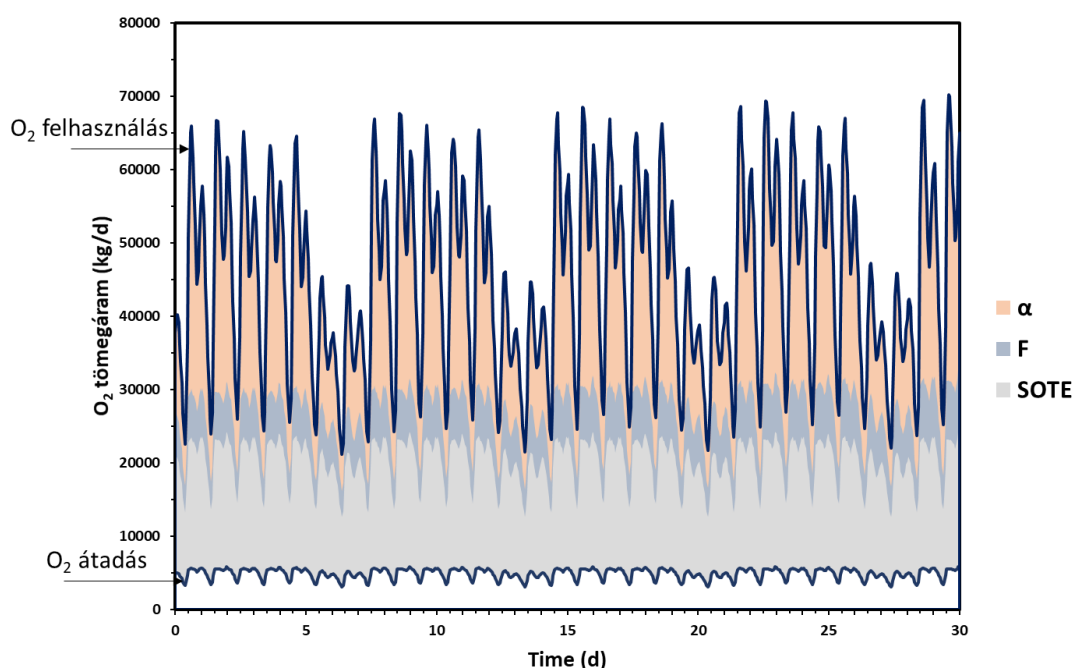
1.2.2. GÁZ-FOLYADÉK ANYAGTRANSPORT SZENNYVÍZBEN

A levegőztetett medencék működtetéséhez a tiszta vízre vonatkozó oxigénátadási hatékonysághoz képest nagyon fontos a vízben lévő szennyezőanyagok – alfa (α , dimenziómentes) tényezővel kifejezett – gáz-folyadék transzportra gyakorolt hatásának ismerete, finombuborékos elemek esetében azon túl pedig az – ún. fouling (F , dimenziómentes) tényezővel számszerűsített – elszennyeződés, előregedés figyelembevétele [6]. Ezen tényezők meghatározása a tervezőmérnökök hatáskörébe tartozik. Az α és F értékeinek pontos becslése azonban – a rendelkezésre álló kutatási eredmények ellenére – meglehetősen nehéz, ami abból adódik, hogy ezen tényezők több összetett dinamikus folyamatot foglalnak magukban [20].

Az 1.3. ábra tipikus szennyvíztelepi 1 hónapos oxigénfelhasználási profilt mutat be a levegőztetési mérőszámok oxigénbevitelhez való hozzájárulásának

³ Modellkalibráció: Modellparaméterek beállítása reális fizikai és biológiai korlátok között, hogy a modell egy meghatározott adathalmazra vonatkozóan reprodukálja a mérési adatokat

elemzésére. A három oxigénátadási változó napi terhelési mintázatai között is kontrasztot figyelhetünk meg a munkanapok és hétvégék között. A mélylégbefúvásos oxigénbeviteli műveletek magukban foglalják mindezen tényezők együttes hatását ($\alpha \cdot F \cdot SOTE = \alpha FSOTE$), ami a szakembereket arra készíti; hogy külön-külön elemezzék a hozzájárulásukat, főképp azért, mert a tervezésben és üzemeltetésben más-más szerepkörhöz tartoznak felelősség tekintetében [21].



1.3. ábra: Az oxigénbevitt meghatározó tényezők dinamikus jellege (saját szerkesztés)

A tényezők profiljai között jelentős különbségek tapasztalhatók, rövid távon F a legkevésbé, α pedig a leginkább változásra hajlamos. A három változó közül az úgynevezett α -tényező a legérzékenyebb a terhelési körülményekre, és sok esetben ez a legjelentősebb akadálya az oxigén beoldódásának [22]. A települési fogyasztási szokásokból eredően a szennyvíz tipikusan hétköznapokon nagyobb mennyiségben keletkezik, ezen kívül hétvégén a szennyezőanyagok hajlamosak felhígulni [23]. A szennyezőanyag-terhelés α -tényező által oxigénátadásra kifejtett gátló hatása ezért munkanapokon számottevőbb, mint hétvégenként. Az $SOTE$ tényező is munkanaponként van nagyobb hatással az oxigénfelhasználásra, ugyanis a jelentősebb szennyezőanyag-terhelés nagyobb oxigénigénnyel jár, amiért intenzívebb levegőztetésnél a rendszerint alkalmazott finombuborékos elemek nagyobb átmérőjű buborékokat szolgáltatnak.

A szennyvíz összetevőinek hatása a gáz-folyadék anyagátadásra

Az α -tényező a szennyvízkezelés számos jellemzőjétől függ, legfőképpen a felületaktív szennyezőanyagok jelenlététől, illetve a buborékok fajlagos felületére és folyadékoldali ellenállására gyakorolt fizikai paraméterektől, melyeket évtizedek óta vizsgálnak a kutatók [24] [25]. Mára széles körben ismert, hogy az α -tényező arányos az iszap tartózkodási idővel⁴ (SRT), a gáz-folyadék átadást akadályozó komponensek eltávolításáért felelős folyamatok kinetikai szükségletei miatt. Emiatt α értéke a hidraulikus terheléssel ellentétesen váltakozik. Az anyagátadás csökken a bejövő szervesanyag-tartalom függvényében is [26], és ez kifejezhető az α -tényező és az oldott kémiai oxigénigény kapcsolatával [27].

A nem levegőztetett reaktorok kialakítása egy tisztítási sorban összességében megnöveli az α értékeket. Ennek az áll a háttérében, hogy a felületaktív anyagok hajlamosak buborékok felültén felhalmozódni, ezáltal nehezebben férhetők hozzá lebontásra – az aerob folyamatok pedig közvetlenül O_2 -t használnak fel elektronakceptorként, így hajlamosak erre a hatásra [28].

A diffúzorok mélysége befolyásolja a mélységi levegőztetésű reaktorok lokálisan mérhető α értékét, ugyanis a buborékok hosszabb tartózkodási ideje elősegíti a tenzidek felhalmozódását a felületük mentén [29]. Szintén lokálisan kifejtett hatás, amikor nagyobb iszapkoncentráció ($MLSS$) mellett a reaktorban lecsökken az α -tényező, a megnövekedett viszkozitás és az eleveniszap nem-newtoni jellege miatt, a buborékok egyesülését előidézve [30].

Az α -tényező dinamikus természetének leírására sok kutató tett korábbi erőfeszítéseket, algebrai összefüggésekre támaszkodva. Egy korai példa az iszap tartózkodási idő, a léghozam és a diffúzormélység függvényében α előrejelzésre alkotott módszer [31]. Egy másik megközelítés az SRT mellett a szerves iszapkoncentráció ($MLVSS$) hatását foglalja magában [32]. Létezik az $MLSS$ koncentrációtartományára vonatkoztatott dupla exponenciális összefüggés is [33]. Egyéb módszerek pedig közvetlenül a befolyó teljes KOI (COD_{in}) koncentrációhoz [34], vagy a reaktor oldott KOI ($SCOD$) koncentrációjához viszonyított negatív korrelációt alkalmaznak [35] [36]. Az 1.2. táblázat időrendileg összesíti a szakirodalmi forrásokat a folyamatmodellezésben felhasználható α -tényező becslési módszerekre.

⁴ Iszap tartózkodási idő (SRT): iszapkor, avagy az eleveniszap tömegének és a főlös+elfolyó iszap tömegáramának hányadosa

1.2. táblázat: Meglévő módszerek az α -tényező becslésére (saját szerkesztés [31-36] források alapján)

Modell	Alkalmazott függvény
Rosso – Iranpour – Stenstrom, 2005	$\alpha = 0.172 \cdot \log \frac{SRT}{\frac{Q_{air,NTP}/86400}{A_{diff} \cdot h_{diff}}} - 0.131$
Henkel – Cornel – Wagner, 2011	$\alpha = 0.51 - 0.062 \cdot MLVSS + 0.019 \cdot SRT$
Jiang – Garrido-Baserba et al., 2017	$\alpha = e^{-1.82 \cdot 10^{-3} \cdot COD_{in} - 0.2113}$
Baquero-Rodríguez et al., 2018	$\alpha = (u_1 / (u_1 - v_1)) \cdot (e^{-v_1 \cdot MLSS} \cdot e^{-u_1 \cdot MLSS})$
Boog et al., 2020	$\alpha = 1.066 - 0.0014 \cdot SCOD$
Ahmed et al., 2021	$\alpha = 4.275 \cdot SCOD^{-0.557}$

A rendelkezésre álló empirikus modellek többnyire egy szennyvíztelepi átlagos α -tényező becslésében bizonyulhatnak hasznosnak. Azonban α értéke reaktoronként is változik, hasonlóan az oxigénfelvételi sebességhez (OUR), mivel mindkettőt a biológiai folyamat terhelése határozza meg. Az α -tényező és az OUR viszont nem korrelálhatóak egymással, mert dinamikus viselkedésüket különböző okok befolyásolják: míg az OUR az ammónium, illetve a könnyen biodegradálható KOI terheléstől függ, α -t főként a biodegradálható KOI molekuláknak egy kis részhalmaza, azaz a felületaktív anyagok befolyásolják [37]. A reaktor oldott KOI értékéhez kapcsolt korrelációk épp ezért lehetnek pontatlanok: ugyan képesek egy azonnali α értékprofil becslésére, viszont a tenzidek⁵ anyagmérlege, eltávolítási kinetikája, illetve ennek reakciósebessége független ettől az összesített változótól.

Az eddigi módszertani felvetések nem foglalkoztak azokkal a kinetikai és anyagmérleggel kapcsolatos jelenségekkel, amelyek valójában meghatározzák az α -tényező helyspecifikus trendjét és időbeli változásait. A szennyvíztisztító telepek tervezése és üzemeltetése érdekében viszont a környezeti és üzemeltetési körülmények összetett hatásainak figyelembevétele alapvető fontosságú α előrejelzéséhez [4].

A disszertáció második célkitűzése kapcsán egy mechanisztikus modellt⁶ mutatok be, amely folyamatmodellekbe épít be egy új állapotváltozón alapuló kinetikai egyenleteket, komponensmérleg-egyenleteket; és ezáltal szimulálja az α tényezőt befolyásoló széleskörű hatásokat, a hidraulikai- és szervesanyag-terhelés napi és szezonális változásaihoz idomulva.

⁵ Tenzid: Felületaktív anyag, detergensből és szappanokból, ami lerontja a buborékok oxigénátvitelét

⁶ Mechanisztikus modell: a rendszer alapvetően tudományos jelenségeken alapuló matematikai leírása

Diffúzorok elszennyeződésének, öregedésének hatása a gáz-folyadék anyagátadásra

Az F tényező helyspecifikus változó, amely aggregálja a biofilm kialakulását és növekedését, a szerves (vízkő) kiválásokat, és a diffúzor anyagának lebomlását, pórusainak tágulását – ezen hatások miatt hónapok léptékében elkerülhetetlenül csökken. Ezzel egyidejűleg pedig a nyomásesés a kezdeti értékhez képest (Ψ) általában nő, a kerámia- és membrán-típusú diffúzorok pórusainak eltömődésének köszönhetően, a polimer membránok pórusjellemzőinek végleges elváltozása miatt; ráadásul levegőoldalon a por szennyeződéseitől is [38]. Rövid távú (1-2 hétig terjedő) szimulációk esetében – így az értekezés keretein belül is – gyakorlati feltételezéssel konstans bemenetként értelmezzük őket, a diffúzorok állapotának megfelelően [39]. Azonban megjegyezzük, hogy hosszú távon mindkét hatás (F , illetve Ψ változása) a levegőztetés energiahatékonyságának csökkenéséhez vezet; hiszen rosszabb anyagátadás mellett több levegőre van szükség a megfelelő oxigénszint biztosítására, valamint egységnyi levegőfelhasználás nagyobb fűvó teljesítményt igényel [40].

A finombuborékos diffúzorok karbantartása szinte minden létesítménynél nélkülözhetetlen, időszakosan nagyrészt helyreállítja a levegőztetés hatékonyságát és csökkenti az energiaköltségeket. A különböző tisztítási technikák bonyolultságban és költségben különböznek. A legegyszerűbb módszer a levegőztető tartály leürítése és a medence széléről a diffúzorok vízszaggárral történő mosása, szennyvíztelepi tisztított vízzel. Hatékony a biológiai iszapfelhalmozódás eltávolításában, és általában részben vagy majdnem teljesen helyreállítja a szennyvízben a levegőztetési hatékonyságot (növelve F és csökkentve Ψ értékét). Egyéb mechanikus beavatkozások között említendő a kézi tisztítás vagy kefézés, illetve a nagynyomású mosás. A medence leürítése nélkül pedig lehetséges a savas gázzal történő tisztítás is, például hangyasav (HCOOH) injektálásával a levegőelosztó csővezetékekbe. Különösen szerves csapadékok (szilícium-dioxid, kalcium-karbonát, gipsz stb.) okozta kiválások esetén hasznos. A pneumatikai tisztítás szintén leürítés nélkül alkalmazható, membrán diffúzorokra, amelyet – periodikusan – magas levegőhozam által elért tágitással, majd alacsony levegőhozam által elért lazítással valósítanak meg. Míg elméletben ez a technika hatékony és egyszerűen kivitelezhető, kevés az olyan telep, ahol a fűvók hatékony tágitást biztosító kapacitással rendelkeznenek; beruházási költség szempontjából nem gazdaságos [40].

1.3. KUTATÁSI HIPOTÉZISEK MEGFOGALMAZÁSA

A korábbi kutatásaimból kiindulva a következőket feltételezem:

1. az aktuális szennyvízterhelést figyelembe véve a levegőztetésben költségcsökkenés érhető el, ha a valós, egységes rendszerben kezelt diffúzormodellt alkalmazzuk;
2. az aktuális szennyvízterhelést figyelembe véve a levegőztetésben költségcsökkenés érhető el, ha a pillanatnyi terheléshez idomuló dinamikus α -tényezőt vesszük alapul;
3. gázok szennyvízben történő anyagtranszportja arányosítható az oxigénátadási kinetikával;
4. szennyvíz-technológiai havária események során a levegőztetés megfelelő szabályozásával stabilizálható a biológiai tisztítás.

1.4. CÉLKITŰZÉSEK MEGFOGALMAZÁSA

A hipotéziseimhez kapcsolódva az alábbi célokat tűzöm ki:

1. módszertan kidolgozása és igazolása egy fizikailag megalapozott diffúzormodellre, amely egységes rendszerben kezeli a kialakításokat és elrendezéseket;
2. mechanisztikus módszertan kidolgozása és igazolása – a reaktoronként és időben változó – α -tényező előrejelzésére;
3. az oxigénátadás előrejelzésére fejlesztett koncepció adaptálása egyéb gázokra vonatkoztatva;
4. szennyvíztisztítási technológiákat érintő káresemények elhárításához szükséges levegőztetési beavatkozások meghatározása.

1.5. ALKALMAZOTT KUTATÁSI MÓDSZEREK

A kutatási tevékenységem során az alábbi kutatási módszereket alkalmazom:

1. szakirodalom- és jogszabálykutatás, a hazai és nemzetközi dokumentumok tanulmányozásával és feldolgozásával;
2. meglévő, működő szennyvíztisztító telepekről származó valós és félüzemi adatok feldolgozása és értékelése;
3. statisztikai módszerek az adatelemzéshez, illesztésekhez – abszolút- és relatív hibaszámítás, szórásszámítás, vizuális ábrázolás, zajsűrés, érzékenységvizsgálat, nemlineáris regresszió;
4. anyagforgalmon alapuló szimulációs környezetek használata és fejlesztése;

5. matematikai modellek kidolgozása és validálása a biokinetikai folyamatok leírására;
6. algoritmusfejlesztés a modellek numerikus megoldásainak hatékonyságjavítása érdekében;
7. a Gujer-mátrix továbbfejlesztése és bővítése a modellezett rendszerek kémiai és biológiai folyamatainak pontosabb leírására;
8. a biokinetikai modell numerikus módszerekkel történő alkalmazása különböző üzemeltetési körülmények vizsgálatához;
9. konzultáció a kutatott témában elismert hazai és nemzetközi szakemberekkel.

A kutatómunka első fázisa az adatgyűjtésre irányul, amely szekunder módszerekre alapul, főképp üzemeltetők online méréseire és feljegyzéseire, emellett az irodalomkutatás során feltárt és közölt eredményekre a témában. Az adatok feldolgozására statisztikai módszerként hasznos a szórás vizsgálata és az ábrázolás, a kiugró értékek kiszűrése céljából. A következő lépésben a matematikai modellalkotás a kinetikai folyamatok időbeli leírására analitikus módszereket igényel, algebrai- és differenciálegyenletek alkalmazásával; egyéb vizsgált paraméterek közötti összefüggések számszerűsítésére pedig empirikus módszerként korreláció kerül alkalmazásra. Ezt követően a modell kalibrálása és validációja során szükség van kontroll módszerekre, regresszióanalízis, százalékos eltérés és mérnöki tapasztalaton alapuló szemrevételezés segítségével; amelyek a mért és szimulált adatok közötti egyezés vizsgálatát szolgálják. Utóbbi két módszer esetében fontos a mérési zaj és az értékek jellemző tartományának háttérismerete. Fontos megjegyezni, hogy a körülírt feladatok eredményei kihatnak egymásra, ezért egy iteratív folyamat lépéseiként kezelendők [41]. A beállított modellen végzett tanulmányok eredmények értelmezéséhez, és következtetések levonásáig összességében többnyire kvantitatív módszerekkel jutunk el, ugyanis mérések és szimulációk alapján kapunk választ a kutatási kérdésekre. Ugyanakkor, a modell alkalmazáshoz részben felhasználhatók technológiai működtetés és karbantartás során szerzett üzemeltetési megfigyelések is, a gyakorlati tapasztalatokat mindenképp érdemes integrálni a mérnöki eszközökbe, ismeretük pedig projektek végzése során is fontos [42].

1.6. AZ ÉRTEKEZÉS FELÉPÍTÉSE

A disszertáció bevezető fejezete részletesen bemutatta a téma aktualitását és jelentőségét, a tudományos állást, a kutatási igényeket, megfogalmazta a kutatási hipotéziseket és célkitűzéseket, ezúton ismerteti a teljes értekezés felépítését. A második fejezet a gáz-folyadék transzportfolyamatokra fókuszál a szennyvíztisztításban, tárgyalva a matematikai modellezés alapjait, a modellek megbízhatóságát, a bioreaktorok oxigénfelhasználási viszonyait, valamint egy matematikai modell fejlesztését a biodegradáció és gáz-folyadék anyagátadás figyelembevételével, kiegészítve a diffúzorok teljesítményének paraméterbecslésével, modellverifikációval⁷ és a konténerizált katonai szennyvíztisztítók energetikai hatékonyságnövelésével. A harmadik fejezet a szennyvíz összetételének oxigénbevitelre gyakorolt hatásának előrejelzését elemzi, bemutatva a szennyező komponensek hatásait, a KOI vagy biodegradálható KOI függvényű dinamikus α -definíció továbbfejlesztését a dimenziómentes „alfa-indikátorral”, a modell kalibrációját, validációját⁸ és a méretezés pontosítását dinamikus szimulációkkal. A negyedik fejezet az oxigénátadási kinetika adaptációját vizsgálja egyéb gázok anyagforgalmára, beleértve a gázfázis-összetevők számítását, üvegházgáz-koncentrációk dinamikus előrejelzését, az illékony vegyi anyagok eltávolításának optimalizálását és a BTEX-eltávolítási modell eredményeit, valamint az üvegházhatású gázkibocsátások csökkentését a fixfilmes szennyvízkezelési eljárásokban. Az ötödik fejezet a szennyvíztisztító telepek adaptációját tárgyalja a mai környezetbiztonsági kihívásokhoz, kitérve a nemzetvédelmi és iparbiztonsági kapcsolatokra, szélsőséges időjárás miatti haváriák elhárítására a biológiai fokozat és a sztrippelés⁹ levegőellátásának szabályozásával, a csökkent vízhasználat hatásaira, valamint a mezőgazdasági célú szennyvízhasználatra tápanyag-visszanyeréssel. Végül a hatodik fejezet összefoglalja az elvégzett kutatást, annak következtetéseit, gyakorlati felhasználhatóságát és további kutatási igényeket, míg a hetedik fejezet az új tudományos eredmények téziszerű összegzését, a témában megjelent publikációkat tartalmazza.

⁷ Modellverifikáció: A modell igazolása aszerint, hogy a koncepcionális és matematikai leírásnak megfelelően pontosan van-e megvalósítva és megoldva

⁸ Modellvalidáció: A kalibrált modell igazolása egy független adathalmaz alapján (amelyet a kalibrálás során nem használtunk), a paraméterek módosítása nélkül

⁹ Sztrippelés: oldott gázok kihajtása a folyadékból

2. MODELLFEJLESZTÉS A GÁZ-FOLYADÉK TRANSPORTFOLYAMATOK LEÍRÁSÁRA

A szennyvíz-technológiai folyamatmodellek rendszerszinten teszik lehetővé a szennyvíztisztítás során lezajló folyamatok részletes matematikai leírását, ezáltal fontos eszközei a rendszer hatékonyság-növelésének. Az oxigénbevitel modellezése különösen nagy jelentőséggel bír a levegőztetési műveletek optimalizálásában. A szennyvíztisztítás egyik legnagyobb energiaigényű művelete a levegőztetés, amely a biológiai tisztítás során biztosítja a mikroorganizmusok számára a szennyezőanyagok lebontásához szükséges oxigént. A levegőigény csökkentése jelentős energiamegtakarítást eredményez és az üzemeltetési költségek mérsékléséhez is hozzájárul [43].

A folyamatmodellezés által pontosan szimulálható a mikrobák oxigénfelvételi sebessége és a levegőztető elemek hatékonysága. Ennek alapján megállapítható az optimális levegőztetési intenzitás és elkerülhető a túllevégőztetés, amely indokolatlan energiafelhasználással járna. Emellett a modellek dinamikus jellege lehetőséget ad a különböző üzemállapotok szimulálására, ami az üzemeltetők számára segítséget nyújt a hatékony üzemviteli stratégiák kialakításához.

Az oxigénátadást leíró modellek elterjedten használatosak a levegőztetési rendszerek méretezésében és optimalizálásában, lehetővé téve, hogy a berendezések rugalmasan alkalmazkodjanak az ingadozó szennyvízterheléshez, miközben az energiafelhasználás a lehető legalacsonyabb marad [34]. Az aktuális terhelésnek megfelelően, a pontosan előrejelzett levegő-térfogatáram igazodik a fűvételjesítmény üzemi létesítményekben megfigyelhető növekvő és csökkenő trendjeihez. Ezentúl az oxigénszabályozási stratégiának is tükröznie kell levegőhozam üzemeltetési tartományon belüli váltakozását, a folyamatirányítás megfelelő hangolása által. A működtetés során ezek a modellek elősegítik a folyamatok nyomon követését és a szükséges üzemeltetői beavatkozások megfelelő időzítését, ezáltal hozzájárulhatnak a szennyvíztisztítás automatizált működéséhez és üzembiztonságához.

Ebben a fejezetben a disszertáció központi módszertanát képező modellrendszer fejlesztését mutatom be, az oxigén és a szennyvíztisztításban jellemző egyéb gázok anyagforgalmának leírására. Egy konténerizált katonai szennyvíztisztító kisberendezés tanulmányán keresztül bizonyítom az oxigénbeviteli hatékonyság

előrejelzésének szükségességét, feltárva a dinamikus levegőztetési szimulációk energetikai hatékonyságnövelésben és automatizálásban nyújtott lehetőségeit.

2.1. A SZENNYVÍZ-TECHNOLÓGIA MATEMATIKAI MODELLEZÉSÉNEK ALAPJAI

A modellezés célja egy adott rendszer viselkedését meghatározó mechanizmusok leírása. A matematikai modell a valóság egyszerűsített ábrázolása, de céljainkat kielégítő összefüggésrendszer. Alkalmazásával tanulmányozhatóak múltbeli folyamatok, melynek jelentősége, hogy a segítségével megérthetjük a rendszer viselkedését; felhasználható kísérletek kiértékelésére, illetve hipotézisek tesztelésére. Ezen kívül, a modellezés használható üzemi változók előrejelzésére, tervezési feladatok során megközelíthetjük a rendszerben kialakuló egyensúlyi állapotot, illetve az időben változó körülményeket is vizsgálhatjuk.

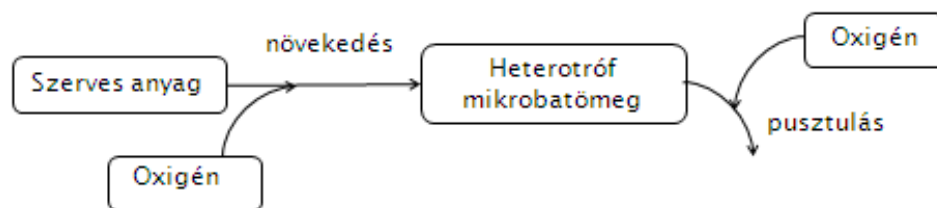
A környezeti eljárásokat leíró folyamatmodellek alapvető szerepet töltenek be a technológia-tervezésben és -üzemeltetésben. A tervezés során lehetővé teszik a szennyvíztelepek működésének hatékonyságnövelését a technológiai paraméterek hangolásával. Ezzel elősegíthető, hogy a létesítmény megfeleljen a kibocsátási határértékeknek, miközben az energia- és üzemeltetési költségek is minimalizálhatók.

Működtetés során a modellek akár valós időben segíthetik az üzemeltetők döntéshozatalát, váratlan működési zavarok előrejelzését és a hosszú távú hatékonyság javítását. Ha például a beérkező szennyvíz minősége hirtelen megváltozik, szakmai hozzáértéssel a modellek által gyorsan meghatározható, hogy az üzem stabilitásához milyen beavatkozások szükségesek.

A szennyvíz-technológiai modellekkel leírható, hogy a szennyvíz milyen változásokon megy keresztül az adott műveletek során. Fontos feladatuk, hogy szimulálják, ahogy a mikroorganizmusok elfogyasztják a bejövő szervesanyagokat, illetve növényi tápkomponenseket (nitrogént és foszfort). Ehhez egyrészt szükség van állapotváltozókra, melyek a rendszerben jelenlévő különböző anyagokat képviselik; másrészt folyamatokat leíró egyenletekre, sebességi kifejezésekre. A legalapvetőbb kinetikai összefüggéseket az eleveniszapos szennyvíztisztításban az IWA (International Water Association) által publikált ASM¹⁰ (Activated Sludge Model) különböző változatai írják le; melyek nyelvezte és a leírasmódja egységes [44]. A

¹⁰ ASM: Modelles család, amelyet az eleveniszapos medencék alapfolyamatainak leírására dedikáltak

tartalmazott egyenletek a Monod-Herbert modellre alapulnak, melynek a 2.1. ábra mutatja be egy lehetséges folyamatot leíró összefüggését:



2.1. ábra: A Monod-Herbert modell heterotróf baktériumok mechanizmusát leíró összefüggése [45]

A modell a Monod-kinetika alapján írja le a mikrobák növekedését és pusztulását, melynek általános formájában ((2-1) egyenlet) egyetlen szubsztrátum¹¹, tápanyag mennyiségétől függ a mikroorganizmusok növekedési sebessége:

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{S + K_S} \quad (2-1)$$

ahol μ_{max} : maximális fajlagos növekedési sebesség (1/d)

S : a szubsztrátum koncentrációja (mg/l)

K_S : a maximális sebesség feléhez tartozó feltelítési koncentráció (mg/l)

A Monod-Herbert modellre épülő összefüggések megközelítik a különböző folyamatok sebességét, és az állapotváltozók mennyiségének időbeli változását. Állapotváltozók alatt értjük például a heterotróf baktériumok koncentrációját (X), a szerves szubsztrátum koncentrációját (S), vagy az oldottoxigén-koncentrációt (S_o), mely a szerves anyag „elégetéséhez” szükséges. A szubsztrátum koncentrációjának időbeli változását például a (2-2) egyenlet írja le heterotróf baktériumok esetében, ismerve a mikrobák hozamát (Y):

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{1}{Y} \mu_{max} \frac{S}{S + K_S} X \quad (2-2)$$

A szennyvíz-technológiai modellek az egyes, ehhez hasonló kinetikai egyenleteket a Gujer-mátrix¹² segítségével összesítik, melyben szerepelnek a különböző folyamatokra vonatkozó állapotváltozók időbeli változásai, illetve a következtethető folyamatsebességek. A korábban felvázolt heterotróf baktériumok egyszerűsített mechanizmusát összesítő mátrixot a 2.1. táblázat foglalja össze:

¹¹ Szubsztrátum: Biokémiai reakcióban átalakuló komponens, amelyet a mikroba képes felhasználni a szaporodáshoz

¹² Gujer-mátrix: A Petersen-mátrix szennyvíztisztítás modellezésében alkalmazott matematikai formátuma, az összetett biológiai és kémiai átalakulási folyamatok levezetésének egyszerűsítésére

komponens →	i	1	2	3	folyamatsebesség
j	folyamat ↓	X	S	S_O	$\rho_j [ML^{-3}T^{-1}]$
1	növekedés	1	$-\frac{1}{Y}$	$-\frac{1-Y}{Y}$	$\mu_{max} \frac{S}{K_S + S} X$
2	pusztulás	-1		-1	$b \cdot X$
konverziósebesség		$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j \nu_{ij} \rho_j$			
		biomassa $[M(KOI)L^{-3}]$	szubsztrát $[M(KOI)L^{-3}]$	oldott oxigén (negatív KOI) $[M(KOI)L^{-3}]$	

2.1. táblázat: A Monod-Herbert modell Gujer-mátrixa [46]

A mátrix tanulmányozásával értelmezhető, hogy a baktériumok növekedése során megnő a mikrobakonzentráció, és csökken a szubsztrátum- és oldott oxigén-konzentráció. Pusztulás során csökken a sejtek, illetve az oldott oxigén koncentrációja is, ám a szubsztrátum koncentrációja nem változik, hiszen ekkor nem fogyasztanak tápanyagot. A Gujer-mátrix formátum többféle biomassza anyagcseréjének számszerűsítésére is alkalmas, erre támaszkodnak gyakorlatban használt folyamatmodellek is. A mátrix ennek megfelelően nemcsak biológiai alapfolyamatokra terjeszthető ki, hanem kémiai reakciókat (pl. kémiai foszforeltávolítás), gázok egyensúlyi folyamatait (pl. oxigénátadás, széndioxid-kibocsátás) leíró egyenletekkel is.

Az eleveniszapmodellek (ASM) hasonló mátrixokban épülnek fel, de sokkal több kinetikai folyamat és állapotváltozó összesítésével (például az autotróf, nitrifikáló baktériumok esetére is), melyekkel számszerűsíthetők a szennyvíztisztítási műveleti egységekben történő változások [47]. Az üzemszintű modellek¹³ ezzel szemben több egymással összefüggő részfolyamatot is figyelembe vesznek, így például az iszapkezelést, a kémiai egyensúlyokat és a pH értéket, a csapadékképződést és a gáz és folyadék közötti anyagátadást. Az eleveniszapos technológiákhoz képest komplexebb kialakítások szimulációs képességeit is tudják biztosítani. Ennek köszönhetően olyan üzemelrendezések tervezhetők, amelyek akár mechanikai előkezelést vagy szennyvíz-visszaforгатási lépcsőt is tartalmaznak. A modellek

¹³ Üzemszintű modell: Létesítmények teljes rendszerére (egységek kölcsönhatásaira is) kiterjedő modell

kiterjeszthetők a telepek energiafelhasználásának és üzemeltetési költségeinek vizsgálatára is, továbbá képesek számításba venni a berendezések iparbiztonsági üzemeltetési korlátait is [48].

2.2. A FOLYAMATMODELLEK MEGBÍZHATÓSÁGA

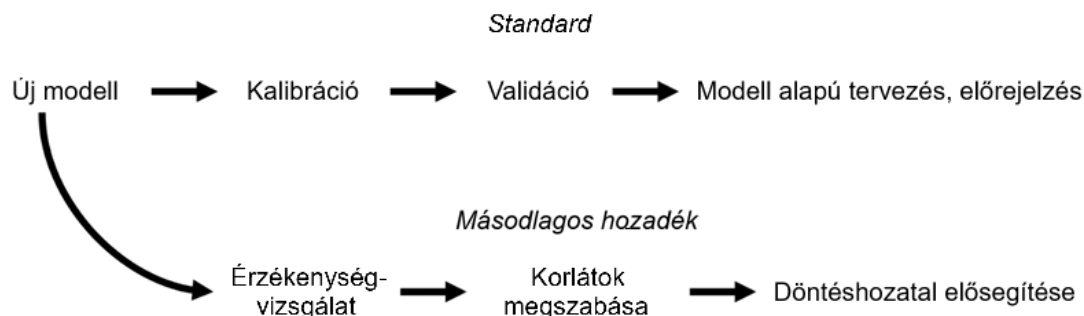
A Nemzetközi Vízügyi Szövetség (IWA) ajánlásokat fogalmazott meg a szennyvíztisztításban alkalmazott Jó Modellezési Gyakorlatokra (Good Modelling Practice)¹⁴ vonatkozóan. A GMP-protokoll keretet ad a matematikai modellek létrehozásához és alkalmazásához, célja annak biztosítása, hogy a modellezést következetes és szabályszerű módon végezzék. Az útmutató olyan területekre tér ki, mint például a telepek modelljeinek alkotása, kalibrálása és validálása, illetve az érzékenységvizsgálatok lebonyolítása [41].

A rendszerek komplexitásának kezelése érdekében a mérnökök szakszerűen alkalmaznak kreatív egyszerűsítéseket és közelítéseket, a tudományos „könnyítések” ellenére képesek valós létesítmények működését reprodukáló és előrejelző modellek kidolgozására. Sok korszerű környezettechnológiát leíró matematikai modell elsődleges kihívása az adathiány, vagyis az illesztésekhez rendelkezésre álló adatok korlátozott mennyisége [49].

Gyakori feltételezés, hogy egy előrejelző modellt kalibrálni és validálni kell ahhoz, hogy megbízhatónak és pontosnak legyen tekinthető. A GMP-ből kiindulva a tervezéshez és előrejelzésekhez standardként fogható fel egy kalibrált és validált modell használata [41]. Azonban ez nem mindig praktikus, különösen akkor nem, ha új modellekkel dolgoznak, vagy ha meglévő, széles körben alkalmazott modelleket adaptálnak egy új alkalmazási területen. Azonban olyan modellek, amelyek nincsenek finomhangolva az adott területnek megfelelően, szintén értékes információkat nyújthatnak. Szimulációkat lehet futtatni a paraméterérzékenység azonosítására (tehát annak értelmezésére, hogy a kimeneti változók mennyire érzékenyek a bemeneti paraméterek változásaira), illetve egy adott szennyvízkezelési folyamat üzemeltetési korlátainak meghatározására. Eszerint egy nem tökéletesen kalibrált modell is segítheti a szakembereket a döntéshozatalban és a rossz tervezés elkerülésében. A 2.2

¹⁴ GMP: Egy strukturált és átlátható keretrendszer a szennyvíztechnológiai modellek fejlesztéséhez és alkalmazásához, amely biztosítja az eredmények tudományos hitelességét és reprodukálhatóságát

ábra illusztrációja alapján ez a kalibrálatlan vagy validálatlan modellekkel végzett munka másodlagos hozadéknak tekinthető.



2.2. ábra: Munkafolyamatok kalibrált és kalibrálatlan modellekkel [50]

Az érzékenységvizsgálatok előnye, hogy képesek feltárni, mely paraméterek gyakorolnak csekély hatást a kimenő változókra és melyek tekinthetők meghatározó paramétereknek a működtetés szempontjából. Az utóbbiak további vizsgálatok, laboratóriumi vagy terepi mérések tárgyát képezhetik [51].

2.3. BIOREAKTOROK OXIGÉNFELHASZNÁLÁSI VISZONYAI

2.3.1. REAKTOROK OXIGÉNMEÉRLEGE

A biológiai reaktorok oxigénháztartását alapvetően két fő jelenség befolyásolja: egyrészt az oxigénátadás, vagyis az oxigén gáz levegőztetéssel történő bejuttatása a rendszerbe, másrészt az oxigénfogyasztás, amely a mikroorganizmusok aerob anyagcseréje során jelentkezik. Szakaszos üzem esetén ennek alapján három egyszerűbb alapállapot írható fel, amelyeknél nem szükséges figyelembe venni a be- és kiáramló folyadékmennyiséget, így attól független a reaktorban lévő oldott oxigén koncentrációja.

Ha egy tiszta vízzel töltött – biomasszát nem tartalmazó – reaktort levegőztetünk, akkor az oxigén gyakorlatilag csak beoldódik a folyadékba [5]. Erre az esetre a (2-3) egyenlet alkalmazható:

$$\frac{dS_{O_2}}{dt} = k_L a_{O_2} \cdot (S_{O_2, sat} - S_{O_2}) \quad (2-3)$$

Ahol, S_{O_2} : oldott oxigén-koncentráció a folyadékfázisban adott időpontban [mg/l]

$S_{O_2, sat}$: az oxigén telítési koncentrációja a folyadékban [mg/l]

k_L : folyadékoldali tömegátadási együttható [m/d]

a : az anyagátadás fajlagos felülete [m²/m³]

$k_L a_{O_2}$: az oxigén térfogati tömegátadási együtthatója [1/d].

A $k_L a$ az oxigénátadás egyik legáltalánosabb jellemzője, ami kifejezi, hogy mennyire hatékony az oxigén beoldódása egy adott levegőztetési üzemállapot mellett. Az oxigénbevitel hajtóerejét $S_{O_2, sat}$ és S_{O_2} különbsége határozza meg; értelemszerűen minél közelebb kerül az oldott oxigén-szint a telítési koncentrációhoz, annál lassabb beoldódással számolhatunk. Az oxigénkoncentráció hiperbolikus telítési görbe mentén közelíti meg a csúcserőértéket.

Ha a medencében aerob metabolizmusra¹⁵ képes mikrobiális közösség tartózkodik, de nem történik levegőztetés, akkor a mikrobák felhasználják a rendelkezésre álló oldott oxigén, tehát koncentrációja csökkenni kezd. Ezt a scenáriót a (2-4) egyenlet írja le:

$$\frac{dS_{O_2}}{dt} = -OUR = -(OUR_e + OUR_s) \quad (2-4)$$

Ahol, OUR : légzési sebesség [mg/(l·h)]

OUR_e : endogén légzés sebessége [mg/(l·h)]

OUR_s : szubsztrátlégzés sebessége [mg/(l·h)].

Ha a mikroorganizmusok számára elérhető szubsztrátum elfogy, akkor a légzési sebesség – vagyis az oxigénfelvételi sebesség (OUR , oxygen uptake rate) – az endogén légzés sebességével egyezik meg, mivel a sejtek ilyenkor már kizárólag saját fennmaradásukhoz használják fel az oldott oxigént, belső tartalékjaikat átalakítva energiává. Az endogén légzés sebessége kvázi állandónak tekinthető, ezért a koncentrációcsökkenés kezdetben lineáris, azonban egy kritikus oldott oxigén-szint elérése után már limitáló tényezővé válik, így a csökkenés üteme fokozatosan mérséklődik egészen a 0 mg/l oxigénkoncentráció eléréséig [52].

Ha a bioreaktorban a mikrobiális oxigénfelhasználást levegőbevitellel is ellensúlyozzuk, akkor a vízben oldott oxigén koncentrációja az időben a (2-5) komponensmérleg szerint változik, a korábban ismertetett jelenségekből származóan:

$$\frac{dS_{O_2}}{dt} = k_L a_{O_2} \cdot (S_{O_2, sat} - S_{O_2}) - OUR \quad (2-5)$$

Endogén állapotban a mikrobák oxigénfelvétele már csak az önfenntartáshoz szükséges, az oldott oxigén-koncentráció elér egy közel állandó értéket (az úgynevezett egyensúlyi koncentrációt) – bár hosszútávon tekintve valójában lassan nő, ahogyan a mikrobiális légzés sebessége a pusztulási folyamatok miatt tovább csökken [5].

¹⁵ Metabolizmus: biokémiai anyagcsere-folyamat, amelyet a környezetvédelmi biotechnológiában szennyezőanyagok eltávolítására alkalmaznak

Folytonos üzem esetében a be- és kimenő folyadékáramok is befolyásolják az oxigénmérleget. A tökéletesen kevert reaktor átfolyásának megfelelően a térfogatáram megegyezik a bemeneti és kimeneti oldalon, a hasznos reaktortérfogat állandó marad. Ez a működés a (2-6) tömegmérleggel írható le, ahol a mérleg tagjai g/d mértékegységben szerepelnek [53]:

$$V_r \frac{dS_{O_2}}{dt} = Q(S_{O_2,in} - S_{O_2}) + V_r k_L a \cdot (S_{O_2,sat} - S_{O_2}) - V_r OUR \quad (2-6)$$

Ahol, V_r : a reaktor hasznos térfogata [m³]

Q : a betáplált szennyvíz térfogatárama [m³/d]

$S_{O_2,in}$: oldottoxigén-koncentráció a betáplált szennyvízben [mg/l].

2.3.2. AZ OXIGÉNÁTADÁS JELLEMZŐI

Légbeviteli eljárásoknál az oxigénátadás hatékonyságának fokozása érdekében célszerű a $k_L a$ értékének növelése. Emellett fontos szerepe van a telítési oxigénkoncentrációnak is, amely az átadás hajtóerejét határozza meg; azonban a biológiai szennyvízkezelésben ez a paraméter kevésbé manipulálható. Az oxigén vízben való oldhatósága ugyanis kedvezőtlen, a telítési érték a környezeti feltételek függvénye. A 2.2 táblázat mutatja be a hőmérséklettől való függését, atmoszférikus nyomás mellett (101325 Pa).

2.2. táblázat: Telítési oldottoxigén-koncentráció a vízhőmérséklet függvényében [54]

Hőmérséklet (°C)	$S_{O_2,sat}$ (mg/l)	Hőmérséklet (°C)	$S_{O_2,sat}$ (mg/l)	Hőmérséklet (°C)	$S_{O_2,sat}$ (mg/l)
1	14,2	11	11,02	21	8,9
2	13,81	12	10,77	22	8,73
3	13,45	13	10,53	23	8,56
4	13,09	14	10,29	24	8,4
5	12,76	15	10,07	25	8,24
6	12,44	16	9,86	26	8,09
7	12,13	17	9,65	27	7,95
8	11,83	18	9,45	28	7,81
9	11,55	19	9,26	29	7,67
10	11,28	20	9,08	30	7,54

Az oldottoxigén-koncentráció maximumát a víz összetétele is befolyásolja, vagyis az, hogy milyen mennyiségben tartalmaz különféle elektrolitokat és sókat. Minél nagyobb ezek koncentrációja, annál kisebb a víz oxigénbefogadó képessége – gyakorlatban a β tényezővel számszerűsítve a hatást. A nyers szennyvíz hőmérséklete

és vízminősége adott tulajdonságok, amelyek nem változtathatóak a telítési oldottoxigén-szint növelése érdekében. Fontos kiemelni, hogy bár alacsonyabb hőfokon a víz nagyobb mennyiségű oxigént képes beoldani, ez nem kedvez a biológiai folyamatok működésének [55].

A hatékonyabb oxigénátadás érdekében a k_La együttható szorzótényezői közül az anyagátadási felület növelhető, ha nő az úgynevezett gáz hold-up – gázfázis-térfogat és reaktortérfogat hányadosa. Nagyobb levegő-térfogatáram vagy kisebb buborékméret esetén nagyobb gáz hold-up arány biztosítható. A buborékok átmérője elsősorban a levegőztető elemek nyílásméretétől és elszennyeződésük mértékétől függ. A buborékok aprózódása elérhető intenzív mechanikai keveréssel is, azonban szennyvíztisztítás során keverőegységeket jellemzően nem az aerob medencékbe telepítenek, hiszen ezekben a levegőztetés önmagában biztosítja a keveredést.

Esetenként habzástgátló vegyszereket is alkalmaznak a medencék kedvezőtlen habképződésének mérséklésére. Ezen felül a befolyó lakossági szennyvíz folyamatosan mosószerekkel, detergenssekkel terheli a reaktorokat. Ezek a felületaktív anyagok növelik a buborékok folyadékoldali ellenállását és a határréteg vastagságát, csökkentik a k_L értékét, és ezáltal meglehetősen leronthatják az oxigénbevittet. Megjegyezzük, hogy a felületi feszültség mérséklése által a buborékméretet is csökkentik, növelve ezáltal a fajlagos anyagátadási felületet (a). Azonban a kommunális szennyvíztisztításban általánosságban kimondható, hogy a felületaktív anyagon eredően csökkenő hatást gyakorolnak k_La -ra, az α szorzótényezővel kifejezve a tiszta vízhez képesti értékét [55]. Az F (fouling) tényezővel továbbá kifejezhető a tiszta vízhez képesti érték időbeli leromlása, a diffúzorok szennyezettségi és karbantartási állapotától függően. Az együttható értéke növelhető a hőmérséklettel is, ám ez egyrészt nem egy gazdaságos megoldás, másrészt pedig ezzel C_s értéke csökkenne. Az oldott anyagok koncentrációjával nem csak C_s , de k_La értéke is lecsökken; ám a szennyvíznek ez a tulajdonsága nem befolyásolható [5].

A k_La együtthatóra úgyszintén jellemző a hőmérsékletfüggés, azonban egyenesen arányos jelleggel, vagyis a magasabb vízhőmérséklet kedvez az oxigénátadás sebességének. Bár a szennyvíz felmelegítése növelné k_La -t, ez egyrészt gazdaságtalan megoldás lenne, másrészt a maximálisan beoldható oxigénkoncentráció csökkenésével is járna. A tervezőmérnökök gyakorlatilag világszerte a (2-7) képlet szerinti, USA Környezetvédelmi Hivatala (EPA) által szabványosított Arrhenius-

összefüggés szerint korigálják az anyagátadást az adott vízhőmérsékletre a 20 °C-on normalizált értékhez képest [55].

$$k_L a_{O_2} = k_L a_{O_2,20} \cdot 1,024^{(T-20)} \cdot \alpha \cdot F \quad (2-7)$$

A (2-8) egyenletben szereplő *SOTR* (Standard Oxygen Transfer Rate) az eddig bemutatott jellemzőkből fejezi ki, hogy tiszta vízben, 20 °C hőmérsékleten időegység alatt mi a maximálisan (azaz 0 mg/l koncentrációról kiindulva) beoldható oxigén tömege. A levegőztetőelemek kapacitását jól jellemző standard változó.

$$SOTR = k_L a_{20} \cdot S_{O_2,sat,20} \cdot V_r \quad (2-8)$$

A technológia terhelésétől függetlenül az *SOTE* értéke pedig azt fejezi ki ugyanazon standard körülmények között, hogy a levegőből bejuttatott oxigén tömegáram (F_{O_2}) mekkora hányada oldódik be a vízfázisba, a (2-9) egyenlet szerint. A tervezők gyakran specifikálják a standard oxigénbeviteli hatékonyság (2-10) képlet szerinti diffúzormélységre (h_{diff}) vonatkoztatott fajlagos értékét is, ez alapján a medence méreteitől függetlenül hasonlítható össze különböző levegőztetők teljesítménye [55].

$$SOTE = SOTR/F_{O_2} \quad (2-9)$$

$$SSOTE = SOTE/h_{diff} \quad (2-10)$$

Egy működő üzem esetén a diffúzorok ezen hatékonysági mérőszámait gyakran fejezik ki az α és F tényezőkkel összeszorozva, a szennyvízben értelmezett gyakorlati teljesítményüknek megfelelően.

2.3.3. A MIKROORGANIZMUSOK OXIGÉNFOGYASZTÁSA

A biológiai oxigénfelhasználás egy ATP-t termelő anyagcsere-folyamat, miközben a mikrobák szerves vagy szervetlen vegyületeket használnak elektrondonorként, míg az elektronakceptor szerepét szervetlen anyagok (O_2 , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) töltik be. A folyamat akkor nevezhető aerob légzésnek, ha az elektronakceptor oxigén – az elektrontranszport láncon keresztül az elektronok az oxigénig jutnak, miközben ATP képződik. Az így nyert energia a sejtek szaporodásához szükséges molekulákká alakul.

A heterotróf, azaz szerves anyagokon élő mikroorganizmusok – baktériumok, többsejtű és magasabb rendű élőlények – szénalapú vegyületeket használnak a légzéshez. A körülmények határozzák meg, hogy a felhasznált szubsztrátum mekkora része épül be a biomasszába, illetve mennyi oxidálódik az energiatermeléshez. Az

oxigénfogyasztó mikroorganizmusok másik meghatározó csoportját a nitrifikáló szervezetek alkotják. Az ammóniát szubsztrátumként használják, melynek nagyobb része fordítódik energiatermelésre, mint amiből új sejttömeg keletkezik. Ezek az autotróf, tehát szervesetlen szénforráson élő organizmusok oldott szén-dioxidból állítanak elő új biomasszatömeget. A heterotróf szervezetekhez képest szaporodásuk lassabb és nagyobb oxigénigénnyel jár [53].

Az alábbi két biológiai folyamatnak tudható be az aerob mikrobák oxigénszükséglete:

1. Szubsztrátlégzés

Szervesanyag + O₂ + N + P $\xrightarrow{\text{biomassza}}$ új sejtek + CO₂ + H₂O + nem bontható metabolitok

2. Endogén légzés

Biomassza + O₂ → CO₂ + H₂O + N + P + nem bontható sejttörmelék

Az előbbi biológiai reakció csak akkor zajlik le, ha van rendelkezésre álló szubsztrátum az anyagcseréhez. A második pedig az aerob sejtek folyamatos önfenntartáshoz szükséges oxigén mennyiségét tükrözi.

2.4. A MATEMATIKAI MODELL FEJLESZTÉSE

A továbbiakban ismertetett részletes módszertan az értekezés szerves részét képező kinetikai és fizikai modellkonceptiókat vezeti le az érthetőség és reprodukálhatóság érdekében. A matematikai módszerek az üzemszintű modellezés alkalmazásait szem előtt tartva készültek, hogy a közzétett egyenleteket akár egyéb meglévő folyamatmodellekbe is be lehessen építeni.

Az újonnan bemutatott almodelleket a tudományos szakirodalom, berendezésgyártók specifikációi és az iparban szerzett tapasztalataim alapján valósítottam meg. A gáz-folyadék átadási folyamatok és a későbbi fejezetekben kutatott mikroszennyezők biodegradációs folyamatai leghatékonyabban a Gujer-mátrix formátumban kódolhatók [47] – ennek működési elvét a 2.1. táblázatban ismertettem. Ez tartalmazza a sztöchiometrikus együtthatókat és a folyamatok sebességét, amelyekből számítógépes algoritmusok segítségével felírhatók és megoldhatók a közönséges differenciálegyenletek.

A 6. sz. melléklet Gujer-mátrix formátumban kifejtve tartalmazza az értekezésemben bemutatott összes kinetikai típusú megközelítést. A sebességekifejezések a nyilvánosan elérhető MiniSumo biokinetikai modell meglévő

mátrixához lettek adaptálva. Bármely más hasonló kinetikai folyamatmodellhez kapcsolható, azonban megjegyezzük, hogy az itt bemutatott állapotváltozókra vonatkozó nomenklatura a MiniSumo logikájának felel meg. Az átláthatóság érdekében került kiválasztásra ez a biokinetikai modell az egyenletek bemutatására, ugyanis ez egy egyszerű, de jól kalibrált létesítményszintű modell, amely a szennyvíztisztítás legáltalánosabb szempontjaira összpontosít: egylépcsős nitrifikáció és denitrifikáció, anaerob rothasztás, oxigénigény és iszaptermelés [56].

2.4.1. BIODEGRADÁCIÓ

A biológiai reakciók az ASM-modellcsalád koncepciójára építenek, amely alapvetően a Monod-típusú kinetikán alapul. A szubsztrátum-telítési kinetika az enzimreakciók alapvető jellemzője, amelyet általában a Michaelis-Menten-egyenlet ír le, míg az enzim inhibíció a reakciósebesség csökkenését jelenti gátló molekulák (inhibitorok) jelenlétében. Az anyagcsere-folyamatok szaporodási sebességre gyakorolt hőmérsékletfüggése a Arrhenius-típusú függvényekkel vehető figyelembe. A bioreakciók egy hidraulikus almodellel kombinálva (figyelembe véve az egyes műveleti egységek térrészeibe belépő folyadék mennyiségét) térfogat-integrált skaláris transzportegyenleteket alkotnak, amelyek egyszerűsített hidrodinamikával határozzák meg a teljes üzemkonfiguráció tömegmérlegét. Az (2-11) egyenletben szereplő komponensmérleg leírja az i folyadékfázisú komponens (például oxigén) koncentrációjának időbeli változását egy tökéletesen kevert tartályegységben, amelynek folyadéktérfogata V_r . Ez a közönséges differenciálegyenlet (KDE) általánosított, és az alsó indexszel jelölt változókat a modell összes állapotváltozójára ki kell bontani, hogy azokat egy KDE-megoldó algoritmussal (például Runge-Kutta módszer) idő szerint integrálhassuk. Az L_i -ként általánosított folyadékfázisú állapotváltozók részecskeméret alapján tovább kategorizálhatók, ahol S_i az oldott komponenseket, C_i a kolloidokat és X_i a lebegőanyagokat jelöli. Az egyenletekben szereplő paraméterek és változók jelentését a 3. sz. melléklet tartalmazza. A disszertáció egyenletei a nemzetközi szennyvíz-modellalkotási gyakorlathoz igazodnak, ezért a szimbólumokban szereplő rövidítések angol nyelvűek.

$$\frac{dL_i}{dt} = \frac{F_{L_{i,in}} - F_{L_{i,out}} + rateF_{L_i}}{V_r} \quad (2-11)$$

Az tartályba áramló tömegáramot vagy terhelést az állapotváltozó bejövő koncentrációjának $-L_{i,in}$ ismeretében számoljuk a (2-12) egyenlettel.

$$F_{L_{i,in}} = Q_{in} \cdot L_{i,in} \quad (2-12)$$

Ugyanezen az elven a tartályból kilépő komponens tömegáramát a (2-13) egyenlet szerint értelmezzük. Ahogy az (2-6) egyenlet esetében korábban értelmeztük, egy tökéletesen kevert reaktor koncepciója szerint a kilépő folyadékáram (Q_{out}) egyenlővé tehető a bejövővel (Q_{in}), azt feltételezzük, hogy az átfolyás pillanatszerű és a vízszint állandó.

$$F_{L_{i,out}} = Q_{out} \cdot L_i \quad (2-13)$$

Az állapotváltozó kinetikai reakciósebességét – amelyet a koncentrációváltozás mértékegységében értelmezzük – a (2-14) egyenlet fejezi ki a $rate_i$ sebességként. A kinetikai mátrixból származik, a sztöchiometriai együttható ($v_{j,i}$ az adott j folyamat és az i állapotváltozó kölcsönhatására vonatkozóan) és a folyamatsebességek (r_j sebesség a j folyamatra vonatkozóan) szorzatával, összeadva azokat minden olyan esetben, amikor egy adott folyamat befolyásolja az állapotváltozót. A kölcsönhatások összegzése a teljes mátrix kiolvasása alapján történik, a 2.1. táblázat mintapéldájához hasonlóan [46].

$$rate_i = \sum_{j=1}^m v_{j,i} \cdot r_j \quad (2-14)$$

A (2-15) egyenlet $rateF_i$, tehát az állapotváltozó tömegáram-alapú reakciósebességének meghatározására szolgál, amely a (2-11) egyenletben szereplő tömegmérleghez hozzájárul.

$$rateF_i = V_r \cdot rate_i \quad (2-15)$$

A 6. sz. melléklet tartalmazza az értekezés céljainak megfelelően módosított MiniSumo modell Gujer-mátrixát. Ez egy létesítményszintű kinetikai modell, amelyet elsősorban az oxigénszükséglet és az iszaptermelés szimulálására fejlesztettek ki. Figyelembe veszi az oldott és szuszpendált biológiailag lebontható anyagok aerob, anoxikus és anaerob eltávolítását, a nitrifikációt, a denitrifikációt, a metánképződést és a foszforeltávolítást kémiai csapadékképzéssel. Az újonnan bevezetett állapotváltozók között szerepelnek az illékony zsírsavak, illetve a benzol és rokonvegyületeinek oldott és gáznemű formái, ugyanis egyes mikroszennyezők oxidációja, gázok transzportegyenletei és ezekkel együtt az oldott szubsztrátumok fermentációja a disszertáció 4. fejezetének tárgyát képezik.

2.4.2. GÁZ-FOLYADÉK ANYAGÁTADÁS

Az értekezés tárgyából adódóan – az oxigénbevitel és a gázemissziók számszerűsítése céljából – fontos részletesen körülírni a légnemű komponensek átadási mechanizmusait. A 6. sz. mellékletben közölt Gujer-mátrix a gázátviteli alapfolyamatok – abszorpció és deszorpció – modellezésének példájaként szolgál. A vízben oldható gázok és az illékony anyagok egyensúlyi állapotának szimulációja a folyadék- és gázfázisok között Fick kétfilm-elméletével lehetséges. Az átadási folyamatok állapotváltozókra gyakorolt hatását – a biokinetikai kölcsönhatásokhoz hasonlóan – a folyamatmodell Gujer-mátrixa írja le. Az átadási egyenletekben a gázokra vonatkozó standard körülményeket 101 325 Pa nyomáson (p_{NTP}) és 293,15 K hőmérsékleten ($T_{NTP,K}$) értelmezzük.

A gázfázis anyagmérleg-egyenletei a műveleti egységek almodelljét képezik. A gázfázisú állapotváltozókat tömeg/folyadéktérfogat egységekben szimuláljuk, és a G_i jelöléssel általánosítjuk. Folyadéktérfogatra vonatkoztatva jelentősen egyszerűbb a komponensek tömegmérlegének felírása és átláthatósága (mintha gáztérfogatot vennénk alapul). A (2-16) egyenlet ismerteti az i gáz komponensmérlegét.

$$\frac{dG_i}{dt} = \frac{F_{G_{i,air,inp}} - F_{G_{i,air,outp}} + rateF_{G_i}}{V_r} \quad (2-16)$$

$F_{G_{i,air,inp}}$ az i gáz levegőellátásból származó tömegáramát jelöli, amit a (2-17) egyenlet szerint az egyesített gáztörvénnyel számolunk a bemeneti gázösszetétel és a levegőáram alapján. Szerves gázkomponensek esetén az $MM_{EQ,i}$ egyenértékű moláris tömeget az elméleti oxigénigényükből származtatjuk – az e mögött álló sztöchiometriát a 7. sz. melléklet A.13. táblázata mutatja be.

$$F_{G_{i,air,inp}} = \frac{G_{i,air,inp}/100 \cdot p_{NTP} \cdot Q_{air,NTP} \cdot MM_{EQ,i}}{R \cdot T_{NTP,K}} \quad (2-17)$$

A gázfázisú tömeg egyensúly szimulációjához szükséges $F_{G_{i,air,outp}}$, a kimenő gáz tömegáramának ismerete, amelyhez a folyadéktérfogatra vonatkoztatott koncentrációkat a (2-18) összefüggés alapján át kell számítanunk gáztérfogat-alapú koncentráció egységbe, mielőtt a kimenő gáztérfogatárammal összeszorozzuk.

$$F_{G_{i,air,outp}} = G_i \cdot \frac{V_r}{V_{gas,NTP}} \cdot Q_{gas,outp,NTP} \quad (2-18)$$

A reaktorok gázfázisának térfogatának becslése a gáz hold-up (ε_{gas}) paraméterrel lehetséges. A tanulmány $0,01 \text{ m}^3_{\text{gáz}}/\text{m}^3$ értéket vesz alapértelmezettnek levegőztetett medencék esetén, valamint $0,001 \text{ m}^3_{\text{gáz}}/\text{m}^3$ értéket nem levegőztetett esetben [57]. A gáztérfogatot terepi körülmények (V_{gas}), illetve standard körülmények ($V_{gas,NTP}$) esetében rendre a (2-19) és (2-20) összefüggésekkel fejezzük ki.

$$V_{gas} = \frac{V_r}{\frac{1}{\varepsilon_{gas}} - 1} \quad (2-19)$$

$$V_{gas,NTP} = \frac{V_{gas} \cdot p_{gas} \cdot T_{NTP,K}}{p_{NTP} \cdot T_{air,K}} \quad (2-20)$$

A gázfázis nyomását (p_{gas}) a (2-21) egyenlet határozza meg, az oldott oxigén telítettségének kiszámítására vonatkozó, egyesült államokbeli EPA irányelveknek megfelelően [55].

$$p_{gas} = (p_{air} + h_{sat,eff} \cdot \rho_{H_2O} \cdot g - p_{v,T}) \cdot \frac{p_{NTP}}{p_{NTP} - p_{v,T}} \quad (2-21)$$

A vízgőznyomás ($p_{v,T}$) a (2-22) egyenlettel számítható ki a víz hőmérséklete és az Antoine-együtthatók alapján, amelynek végén szorzótényezőt alkalmazunk a Hgmm-ről Pa-ra történő mértékegység-átváltáshoz.

$$p_{v,T} = 10^{(A_{H_2O} - B_{H_2O}/(T + C_{H_2O}))} \cdot 133,322 \quad (2-22)$$

A légnyomást (p_{air}) a (2-23) barometrikus egyenlet alapján számoljuk, figyelembe véve a létesítmény tengerszint feletti magasságát (h_{sea}) – ahol a kitevőben a levegő moláris tömegét (MM_{air}) át kell váltanunk g/mol egységről kg/mol egységre. A hőmérsékletesési tényező (L_{air}) értéke $0,0065 \text{ K/m}$ [58].

$$p_{air} = p_{NTP} \cdot \left(1 - \frac{L_{air} \cdot h_{sea}}{T_{air,K}} \right)^{\frac{g \cdot MM_{air} / 1000}{R \cdot L_{air}}} \quad (2-23)$$

A tényleges telítési mélység ($h_{sat,eff}$) határozza meg, hogy a telítési oldottoxigén-koncentrációt mekkora vízoszlopnak megfelelő hidrosztatikai nyomásra értelmezzük. Ennek kiszámítása attól függ, hogy a tartály levegőztetett-e, amennyiben igen; közvetlenül a (2-24) képlettel számítható ki, ellenkező esetben pedig a teljes vízmélység (h_r) helyettesíti a diffúzormélységet (h_{diff}). A telítési mélység arányának ($f_{h,sat,eff}$) becslésére több megközelítés áll rendelkezésre, szakirodalmi konszenzus

alapján a közepes mélység ($f_{h,sat,eff} = 1/2$) koncepcióját választottuk a modellalkotáshoz – mélységi levegőztetés esetén ez kellő pontosságot biztosít [59].

$$h_{sat,eff} = h_{diff} \cdot f_{h,sat,eff} \quad (2-24)$$

A diffúzorok mélységének kiszámításához a vízszintből kivonjuk a felszerelési magasságot, a (2-25) képlet szerint.

$$h_{diff} = h_r - h_{diff,floor} \quad (2-25)$$

A folyadékmérlegtől eltérően, ahol a (2-13) egyenlethez azt feltételeztük, hogy az elfolyó térfogatáram egyenlő a befolyóval, a gázfázisú anyagmérlegnek figyelembe kell vennie a bemenő levegő átáramlását, valamint az egységben zajló anyagátadást (gázbeoldódást és gázkibocsátást). A (2-26) egyenlet határozza meg $Q_{gas,outp,NTP}$ kimenő térfogatáramot, ami fizikailag nem lehet negatív ($0 \text{ m}^3/\text{d}$ az értéke, amennyiben az anyagmérlegben beoldódó gázáram dominál); ezt a modellkódnak is feltétlenül szükséges tükröznie (például maximumfüggvény használatával).

$$Q_{gas,outp,NTP} = Q_{air,NTP} + Q_{gas,transfer,NTP} \quad (2-26)$$

A gázok anyagátadásának térfogatáramát ($Q_{gas,transfer,NTP}$) az egyes gázkomponensek beoldódott (negatív előjel) vagy kibocsátott (pozitív előjel) móláramának összegéből számoljuk a (2-27) függvény segítségével.

$$Q_{gas,transfer,NTP} = \sum_i \frac{rateF_{Gi}}{MM_{EQ,i}} \cdot \frac{R \cdot T_{NTP,K}}{p_{NTP}} \quad (2-27)$$

Kettő átadási útvonalat modellezünk: a légkör és a vízfelszín között, valamint a gázbuborékok és a víztömeg között. Fick I. törvénye alapján az i gáz atmoszféra és folyadékfelszín közti átvitel folyamatsebessége a (2-28) általánosított formájú egyenlettel írható le, ahol az oldódás vagy a sztrippelés hajtóerejét a telítési koncentráció és a folyadékfázis koncentrációjának különbsége határozza meg. A gázbuborékok határfelületén keresztüli transzportfolyamat sebességének meghatározása fundamentálisan egyezik, ahogyan az megfigyelhető a (2-29) sebességegyenleten. Ezeket az egyenleteket adott gázkomponensekre kibontva megtaláljuk a 6. sz. mellékletben taglalt Gujer-mátrix A.11. folyamatsebesség-táblázatában.

$$r_j = k_L a_{i,bub} \cdot (S_{i,bub,sat} - L_i) \quad (2-28)$$

$$r_j = k_L a_{i,sur} \cdot (S_{i,sur,sat} - L_i) \quad (2-29)$$

A buborékokon keresztüli gáztranszport tekintetében a térfogati tömegátadási együtthatók: $k_L a_{i,bub,st,cw}$ – tiszta vízben, 20 °C hőmérsékleten – és $k_L a_{i,bub}$ – szennyvízben a terepi hőmérsékleten – a (2-30) és (2-31) egyenletekkel számíthatók.

$$k_L a_{i,bub,st,cw} = k_{L,i,bub,st,cw} \cdot a_{bub} \quad (2-30)$$

$$k_L a_{i,bub} = k_L a_{i,bub,st,cw} \cdot \alpha \cdot \theta^{(T-20)} \quad (2-31)$$

A fajlagos anyagátadási felületet (a_{bub}) geometriai alapon számíthatjuk a (2-32) összefüggéssel. Szakirodalmi áttekintés alapján a buborékok átlagos, úgynevezett Sauter-átmérőjének (d_{bub}) alapértelmezett értéke 0,003 m levegőztetett körülmények között és 0,01 m levegőztetés nélküli tartályokban [57] [60] [61].

$$a_{bub} = \frac{6 \cdot \frac{V_{gas}}{V_r}}{d_{bub}} \quad (2-32)$$

Megjegyezzük, hogy teljesen fedett tartályok esetében a légköri gáztranszport nincsen közvetlenül modellezve; helyette az a_{bub} fajlagos felületet kiterjesztjük a vízfelület és a gáztér közötti fajlagos érintkeztetési felülettel a (2-33) képlet szerint.

$$a_{bub} = \frac{6 \cdot \frac{V_{gas}}{V_r}}{d_{bub}} + \frac{A_r \cdot f_{wave}}{V_r} \quad (2-33)$$

A (2-34) függvényben a Higbie-féle penetrációs elmélet alapján a $k_{L,i,bub,st,cw}$ folyadékoldali tömegátadási együttható értékeit az illékony és vízoldható gázkomponensek megfelelő diffúziós együtthatóinak ismeretében számítjuk [62]. A referenciagázként értelmezett oxigén folyadékoldali abszorpciós együtthatóját ($k_{L,O_2,bub,st,cw}$) bemeneti modellparaméterként alkalmazzuk, amelynek értéke 0,54 m/h [63]. A diffúziós állandók tudományos szakirodalmi értékekre hivatkoznak [64] [65] [66], ezeket a 7. sz. melléklet A.13. táblázata tartalmazza. Az $f_{kL,i}$ folyadékoldali megoszlási hányados az értekezésben tárgyalt összes gáz esetében 1, mivel ezek lassan diffundálnak a folyadékrétegen keresztül; leszámítva az ammóniát, amely meglehetősen könnyen oldódik vízben, ezért esetében ez az érték 0,05 [67].

$$k_{L,i,bub,st,cw} = f_{kL,i} \cdot \sqrt{\frac{D_{i,SATP}}{D_{O_2,SATP}}} \cdot k_{L,O_2,bub,st,cw} \quad (2-34)$$

Az α korrekciós tényezőt dinamikusan jelezzük előre a szennyvízminőséget és -terhelést reprezentáló folyamatváltozók függvényében [68] – ezt a módszert a 3.

fejezet tárgyalja teljes részletességgel. A gáztömegátadás hőmérsékletérzékenységét kifejező θ tényező – vagyis az Arrhenius-összefüggés alapja – 1,024 értéket kap, a szennyvíz-technológia tervezésében alkalmazott szabványos eljárásoknak megfelelően [55].

A levegőztetett egységekben a $k_{LA_{O_2,bub}}$ térfogati oxigénabszorpció együtthatót a további F korrekciós paraméterrel egészítjük ki a (2-35) egyenletnek megfelelően [38], amelyet a gyakorlatban a finombuborékos diffúzor életkora és az utolsó karbantartási eljárás ideje ismeretében lehet beállítani [39]. A levegőztetés nélküli reaktorterekben (és a durvabuborékos eljárások tekintetében) nincs értelme eltömődéssel számolni és az F tényező gyakorlatilag egyenlő 1-gyel.

$$k_{LA_{O_2,bub}} = k_{LA_{O_2,bub,st,cw}} \cdot \alpha \cdot F \cdot \theta^{(T-20)} \quad (2-35)$$

Az oxigén standard térfogati tömegátadási tényezője ($k_{LA_{O_2,bub,st,cw}}$) közvetlenül kapcsolódik a levegőztető elemek teljesítményéhez a tiszta vízben; ezért levegőztetett reaktorterekben a (2-36) összefüggés szerint a légbuborékokat jellemző standard oxigénbeviteli sebességből ($SOTR_{bub}$) származtatjuk (a (2-8) egyenlet logikáját megfordítva).

$$k_{LA_{O_2,bub,st,cw}} = \frac{SOTR_{bub}}{S_{O_2,bub,sat,st,cw} \cdot V_r} \quad (2-36)$$

Az $SOTR_{bub}$ változó levezethető a fajlagos standard oxigénbeviteli hatékonyságból ($SSOTE$), amely a diffúzor hatásfokát jellemzi tiszta vízben, ahogyan azt a (2-37) összefüggés mutatja.

$$SOTR_{bub} = SSOTE/100 \cdot h_{diff} \cdot F_{G_{O_2,air,inp}} \quad (2-37)$$

Az $SSOTE$ előrejelzése a (2-38) modellegyenlet formájában javasolt újszerű koncepció szerint valósul meg, a diffúzorok darabszámára vonatkoztatott fajlagos levegőhozam ($Q_{air,NTP,sp}$) függvényeként [69].

$$SSOTE = (SSOTE_0 - SSOTE_\infty) \cdot e^{-exp_{SSOTE} \cdot Q_{air,NTP,sp}} + SSOTE_\infty \quad (2-38)$$

Ez a módszer egybefoglalja a finombuborékos diffúzorok működési jellegzetességeit – mely szerint az $SSOTE$ a légáramlás növekedésével egyidejűleg jelentősen csökken [70] – és a durvabuborékos levegőztetők viselkedését – amelyeknél az $SSOTE$ növekvő tendenciát mutat a levegőfluxus növekedésével [11]. A 2.3. ábra kisléptékű fixfilmes szennyvízkezelő eljárás sorba kapcsolt anoxikus és három aerob reaktorcellájának felületét hasonlítja össze a buborékképződés szempontjából,

amelyekben a finombuborékos membrán elemek egyenlő elosztásban vannak elhelyezve a különálló aerob cellák alján, és az oldottoxigén-koncentrációt közel azonos célértéken tartják. Megfigyelhetjük, hogy a kezelés korai szakaszában zavarosabb a szennyvíz, amely a biodegradálható szerves anyagok kezdeti magasabb koncentrációjának köszönhető. Ezáltal nagyobb az oxigénigény és az első aerob cella levegőztetési intenzitása, amire a folyadékfelület turbulensebb áramlási viszonyaiból következtethetünk. Az aerob kezelés során egyre csökkenő levegőellátást figyelhetünk meg – ahogyan a rendszerben oxidálódnak a szerves anyagok és az ammónia, és ahogyan csökken a membrán diffúzorok levegőfluxusa, a képződő buborékok mérete is kisebb; ezáltal hatékonyabb oxigénátadást – növekvő *SSOTE*-értékeket biztosítva.



2.3. ábra: Buborékképződés egy elődenitrifikáló (1 anoxikus, 3 aerob) reaktorkaszád¹⁶ mentén (saját fotók [71] alapján)

A (2-38) matematikai összefüggés garantálja, hogy *SSOTE* a két szélsőérték, tehát a tengelymetszet ($SSOTE_0$) és az aszimptota ($SSOTE_\infty$) között marad, így gyakorlatilag a levegő-térfogatáram végtelen tartományában alkalmazható. A diffúzorspecifikus fluxus az (2-39) képlettel számítható ki.

¹⁶ Reaktorkaszád: Sorba kötött, folyamatos betáplálású reaktorcellák rendszere

$$Q_{air,NTP,sp} = \frac{Q_{air,NTP}}{n_{diff}} \quad (2-39)$$

$SSOTE_0$ és $SSOTE_\infty$ értékét a diffúzormélység és a diffúzorsűrűség figyelembevételével is korrigáljuk – exponenciális-, illetve hatványfüggvényekkel. Durvabuborékos levegőztetés esetén a diffúzorsűrűség-korrekciónak nincsen gyakorlati jelentősége, ezért figyelmen kívül hagyjuk; finombuborékos levegőztetés esetén viszont a diffúzorok összterületének növelése megemeli az $SSOTE$ mérőszámot [14] – a 2.3. ábra első aerob reaktorcellájában például sűrűbb diffúzorrelrendezéssel kompenzálható lenne a szervesanyag-terhelésből adódó nagyobb buborékok képződése. A mélységkorrekciót azért hajtjuk végre, mert ez tükrözi az oxigénbeviteli hatékonyság-diffúzormélység görbe letörését a 8 m-nél mélyebb tartályokban ($SOTE$ növekedése a mélység függvényében nemlineáris) [12].

$SSOTE$ metszéspontját az y-tengelyen – vagyis a zérus léghozam melletti értékét – a (2-40) függvény számszerűsíti.

$$SSOTE_0 = SSOTE_{0,nom} \cdot e^{sl_{h,diff,0} \cdot h_{diff} + offset_{h,diff,0}} \cdot \left(\frac{d_{diff}}{div_{d,diff,0}} \right)^{pow_{d,diff,0}} \quad (2-40)$$

$SSOTE$ aszimptotáját – tehát az elméletileg végtelenül nagy levegőáramnál megközelített értékét – pedig a (2-41) egyenlet fejezi ki.

$$SSOTE_\infty = SSOTE_{\infty,nom} \cdot e^{sl_{h,diff,\infty} \cdot h_{diff} + offset_{h,diff,\infty}} \cdot \left(\frac{d_{diff}}{div_{d,diff,\infty}} \right)^{\frac{pow_{d,diff,\infty}}{h_{diff}}} \quad (2-41)$$

A diffúzorsűrűség (d_{diff}) az összesített diffúzorfelület és a tartály alapterületének aránya, amint azt a (2-42) képlet mutatja.

$$d_{diff} = \frac{n_{diff} \cdot A_{diff,sp}}{A_r} \quad (2-42)$$

A légköri határfelületen a folyadékoldali térfogati anyagátadási együtthatók kiszámításához specifikálnunk kell a vízfelszínre jellemző folyadékoldali tömegátadási együtthatókat (k_L). A (2-43) és (2-44) egyenletekkel számszerűsítjük a tiszta vízre vonatkozó $k_L a_{i,sur,st,cw}$ együtthatót (20 °C hőmérsékleten) és a szennyvízre vonatkozó $k_L a_{i,sur}$ együtthatót (üzemi hőmérsékleten).

$$k_L a_{i,sur,st,cw} = k_{L,i,sur,st,cw} \cdot a_{sur} \quad (2-43)$$

$$k_L a_{i,sur} = k_L a_{i,sur,st,cw} \cdot \alpha \cdot \theta^{(T-20)} \quad (2-44)$$

A vízfelületre vonatkozó $k_{L,i,sur}$ folyadékoldali tömegátviteli együttható a (2-45) függvényből származtatható, a (2-34) által bemutatott – gázbuborékok felületére vonatkozó – elv alapján.

$$k_{L,i,sur,st,cw} = f_{k_{L,i}} \cdot \sqrt{\frac{D_{i,SATP}}{D_{O_2,SATP}}} \cdot k_{L,O_2,sur,st,cw} \quad (2-45)$$

A vízfelszín fajlagos felülete (a_{sur}) a (2-46) képlettel határozzuk meg, figyelembe véve a reaktor lefedettségét kifejező f_{cover} és a turbulenciára (vízfelület fodrozódására) vonatkozó f_{wave} szorzókat. A tanulmány alapjául vett 0,32 m/h és 1,9 ($k_{L,O_2,sur,st,cw}$ és f_{wave}) modellbeviteli értékeket a releváns szakirodalomban mért $k_{LAO_2,sur}$ tapasztalati értékei alapján állítottam be [72].

$$a_{sur} = \frac{A_r \cdot (1 - f_{cover}) \cdot f_{wave}}{V_r} \quad (2-46)$$

Az alapterület (A_r) a medence geometriája alapján kerül meghatározásra a (2-47) összefüggésnek megfelelően.

$$A_r = V_r / h_r \quad (2-47)$$

A Fick-törvény alapján – amint azt a (2-28) és (2-29) egyenletek korábban illusztráltak – a gázkomponens telítési koncentrációja határozza meg, hogy a gáz-folyadék egyensúlyi folyamat az oldódás vagy a sztrippelés irányába tart-e. A telítettséget a Henry-törvény szerint számoljuk a komponens parciális nyomása alapján, a folyamat hőmérsékletérzékenységét pedig a van't Hoff egyenlettel vesszük számításba [73]. A folyadéktömeg és a buborékok határfelületén a telítési koncentrációt ($S_{i,bub,sat,st,cw}$) tiszta vízben, a levegőztetésben standardizált 20 °C-on, a (2-48) függvény alapján modellezzük (a Henry-törvény alapjául szolgáló 25 °C-hoz képest a hőmérsékletkorrekció itt is indokolt). Az ezzel analóg (2-49) függvény pedig szennyvízben, terepi körülmények között fejezi ki a telítési koncentrációt ($S_{i,bub,sat,st}$). A Henry-modellparaméterek szakirodalmi átlagértékekre támaszkodnak [74] [75] [76], ezeket a 7. sz. melléklet tartalmazza A.13. táblázatában. Az O₂ esetében ezeket a paramétereket finomhangoltam, hogy a számolt oxigéntelítettség a szennyvíz 2.2. táblázatban felfedett szakirodalmi referenciaértékeihez pontosan illeszkedjen.

$$S_{i,bub,sat,st,cw} = p_{partial,i,bub,st} \cdot Henry_{i,SATP} \cdot e^{Henry_{i,dt} \cdot ((1/T_{NTP,K}) - (1/T_{SATP,K}))} \cdot MM_{EQ,i} \quad (2-48)$$

$$S_{i,bub,sat} = \beta \cdot p_{partial,i,bub} \cdot Henry_{i,SATP} \cdot e^{Henry_{i,dt} \cdot ((1/T_K) - (1/T_{SATP,K}))} \cdot MM_{EQ,i} \quad (2-49)$$

A szennyvíz gázoldhatóságát lerontó szennyezők β korrekciós tényezője 0,95 bemeneti paraméterértéket kap, ami jellemző kommunális szennyvíz esetében [55].

A buborék-víz határfelületen a parciális nyomást a (2-50) összefüggéssel számítjuk ki a standard – 1,01325 bar atmoszférikus nyomás szerinti – körülményekre ($p_{partial,i,bub,st}$) és a (2-51) egyenlettel üzemi körülményekre ($p_{partial,i,bub}$).

$$p_{partial,i,bub,st} = \frac{G_i/MM_{EQ,i}}{n_{gas,bub}} \cdot p_{st,h,sat,eff} \quad (2-50)$$

$$p_{partial,i,bub} = \frac{G_i/MM_{EQ,i}}{n_{gas,bub}} \cdot p_{gas} \quad (2-51)$$

Az $n_{gas,bub}$ változóval határozzuk meg a gázbuborékok anyagmennyiségét egységnyi folyadéktérfogatban, amit a (2-52) képlettel fejezünk ki az egyetemes gáztörvénynek megfelelően.

$$n_{gas,bub} = \frac{V_{gas,NTP} \cdot p_{NTP}}{V_r \cdot R \cdot T_{NTP,K}} \quad (2-52)$$

A (2-53) egyenletben foglaltak szerint a standard állapotú nyomást korrigáljuk ($p_{st,h,sat,eff}$) a tényleges telítési mélységnek ($h_{sat,eff}$) megfelelően, mivel a diffúzorok szabványos, tiszta vízben végzett standard minősítése során a reaktor-méretezési mélységet veszik alapul a tervezők [77].

$$p_{st,h,sat,eff} = (p_{NTP} + h_{sat,eff} \cdot \rho_{H_2O} \cdot g - p_{v,T}) \cdot \frac{p_{NTP}}{p_{NTP} - p_{v,T}} \quad (2-53)$$

A moláris vagy térfogatszázalékos (az Avogadro-törvény értelmében egymással felcserélhető) kilépő gázösszetételt ($G_{i,percent}$) a (2-54) képlettel számoljuk, a gázkomponensek anyagmennyiség-koncentrációját elosztva azok összegével.

$$G_{i,percent} = \frac{G_i/MM_{EQ,i}}{\sum_i G_i/MM_{EQ,i}} \cdot 100 \quad (2-54)$$

A légkör-vízfelszín határfelület menti telítési koncentrációt tiszta víz esetén ($S_{i,sur,sat,st,cw}$) és szennyvíz esetén ($S_{i,sur,sat}$) a (2-55) és (2-56) függvényekkel számoljuk.

$$S_{i,sur,sat,st,cw} = p_{partial,i,sur,st} \cdot Henry_{i,SATP} \cdot e^{Henry_{i,dt} \cdot ((1/T_{NTP,K}) - (1/T_{SATP,K}))} \cdot MM_{EQ,i} \quad (2-55)$$

$$S_{i,sur,sat} = \beta \cdot p_{partial,i,sur} \cdot Henry_{i,SATP} \cdot e^{Henry_{i,dt} \cdot ((1/T_K) - (1/T_{SATP,K}))} \cdot MM_{EQ,i} \quad (2-56)$$

Az atmoszférikus telítési koncentrációsámításhoz a vízfelszín feletti légkör összetételét kell ismernünk. Ennek jegyében a $G_{i,atm}$ összetételt a légköri gázokra modellállandóknak definiáljuk, térfogatszázalékban kifejezve. A (2-57) és (2-58)

összefüggésekkel számítjuk a légköri gázok parciális nyomását, amely $p_{partial,i,sur,st}$ a standard állapot (1,01325 bar) esetén és $p_{partial,i,sur}$ az üzemi körülmények esetén.

$$p_{partial,i,sur,st} = G_{i,atm}/100 \cdot p_{NTP} \quad (2-57)$$

$$p_{partial,i,sur} = G_{i,atm}/100 \cdot p_{air} \quad (2-58)$$

Összefoglalva, a gázfázis összetétele és az oldódó vagy kihajtott gáz mennyisége a tömegmérleg alapelvei szerint különálló, de a gáztérben egymás mennyiségét befolyásoló gázkomponensektől függ. Ennek megfelelően egy adott komponens (például oxigén) elegendő mennyiségű bevitele egy másik gáz (például szén-dioxid) sztrippelését eredményezi a folyadékfázisból.

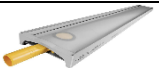
2.5. DIFFÚZOROK OXIGÉNBEVITELE A SZENNYVÍZTISZTÍTÁSI FOLYAMATOKBAN

2.5.1. DIFFÚZORTELEJESÍTMÉNY-PARAMÉTEREK MEGHATÁROZÁSA

Mivel a levegőztetés az egyik leginkább energiaigényes művelete a kommunális szennyvíztisztításnak, elengedhetetlen egy olyan diffúzor-hatékonysági modell alkalmazása, amely a széles léghozam-tartományokat és a levegőztető elemek különböző kialakításait és elrendezéseit képviseli. A levegőztetési hatékonyság előrejelzésének fő célja, hogy megbízható pontossággal tudjuk számolni a diffúzorok oxigénbevételét, amely a medencék fizikai méreteitől és a napi és évszakos terhelésingadozások szerint változó levegőigénytől függ – ez nélkülözhetetlen a levegőztetett rendszerek hatékonyságnöveléséhez a dinamikus szimulációkkal.

Az *SSOTE* (2-38) modellegyenlet szerinti prediktív módszerét a levegőztető elemekkel kapcsolatos szakirodalmi adatgyűjtés alapján általánosan kalibráltam – hat különböző típusú finombuborékos diffúzor és kétféle durvabuborékos diffúzor tipikus teljesítményére vonatkozóan. Az illesztést ennek megfelelően a kerámiatányérok, membrántányérok, műanyag-tányérok [55], durvabuborékos sapkák [13] [55], kerámiadómok [78] [79], membráncsővek [18], membránlapok [80] [81], membránpanelek [31] [82] és a rozsdamentes acél sávok diffúzorok [13] esetére végeztem el; amelyek regressziós paramétereit és hasznos felületét [31] a 2.3. táblázatban foglaltam össze.

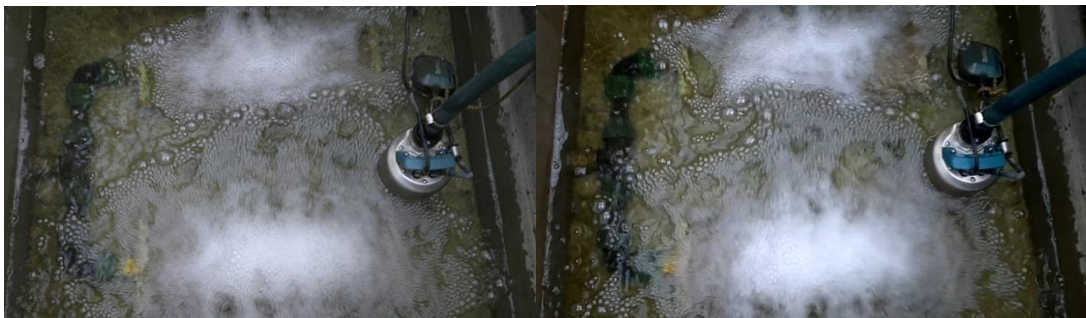
2.3. táblázat: A biológiai szennyvíz-technológiában alkalmazott levegőztető elemek teljesítményparaméterei és jellemző méreteik (saját szerkesztés, képek a [39], [40], [83], [84], [85] forrásokból beillesztve)

Diffúzor-típus	$SSOTE_{0,nom}$ (%/m)	$SSOTE_{\infty,nom}$ (%/m)	exp_{SSOTE} (d/m ³ _{gáz})	Jellemző felület (m ²)	Jellemző kialakítás
Membrán-tányér	7,22	4,98	0,00524	0,0263	
Membrán-cső	7,51	4,69	0,01180	0,0807	
Membrán-lap	8,13	5,16	0,00357	0,5300	
Membrán-panel	12,45	5,29	0,00138	3,7766	
Kerámia-tányér	7,77	5,75	0,01041	0,0373	
Kerámia-dóm	7,62	4,96	0,00887	0,0438	
Műanyag-tányér	8,27	5,19	0,01580	0,0250	
Durva-buborékos sapka	2,37	2,59	0,00449	0,0120	
Durva-buborékos sávós elem	2,19	3,11	0,00367	0,1123	

A táblázat tanulmányozásával megfigyelhetjük a berendezések különböző hatásfok-tartományát – az $SSOTE$ tengelymetszete ($SSOTE_0$) és aszimptotája ($SSOTE_{\infty}$) alapján –, illetve érzékenységét a léghozam változására – amelyet az exponens (exp_{SSOTE}) fejez ki. A (2-38) egyenlet körülírásakor tárgyaltak szerint, a finombuborékos elemek esetén az aszimptota kisebb értéket kap (alsó korlát) a metszéspontnál, míg a durvabuborékos típusoknál magasabb értéket kap (felső korlát). Mivel a modell egy darab diffúzorra specifikus léghozamon alapul, a nagyfelületű diffúzorok a legkevésbé érzékenyek az egységnyi levegőtérfogatóáram-változásra.

Különbség lelhető fel az első generációs kerámiadóмок és a valamivel modernebb kerámiatányérok hatékonyságában. A membránokkal kapcsolatban megfigyelhető, hogy kisebb az $SSOTE$ alsó korlátjuk, melyet magas léghozam-tartományban közelítenek meg; itt ugyanis a gumimembrán-felület kitágul a szinterezett kerámiával ellentétben. Megjegyezzük azonban, hogy a kerámia anyaga hajlamosabb a lerakódásokra, ezért karbantartásigényesebb, továbbá pórusai nem kompatibilisek szakaszos levegőztetési stratégiákkal, ezért a technológia alkalmazása kevésbé flexibilis [21]. A 2.4. ábra két párhuzamos kisléptékű lapmembrán-diffúzoron mutatja be a levegőhozam-függést, alacsony vízszint mellett. A bal oldali fényképen

mérsékelt levegőfluxussal terhelik a két elemet, a jobb oldali kép pedig ugyanazt a két diffúzort mutatja intenzifikált levegőellátás mellett. Előbbi esetben a két levegőztető elem között, és aktív felületük fölött egyenletes levegőeloszlást tapasztalunk. Levegőztető rendszerek méretezésekor a tervezők ehhez hasonló állapotnak megfelelően igyekeznek megszabni a diffúzorok elrendezését a medencékben, mert így hatékony keveredés és oxigénátadás biztosítható. Utóbbi esetben viszont a levegőztető elemek túlterheltek és egyenetlen légeloszlást mutatnak. Ugyan örvénylő, turbulens áramlási viszonyok látszódnak felettük; szemmel láthatóan az alul elhelyezkedő elem kapja a levegőellátás nagyobbik részét, továbbá, a buborékok eloszlása sem egyenletes a membránfelületen – inkább a kisebb ellenállású, könnyebben tágítható részeken áramlik át a levegő. Mindez összességében nagyobb buborékokat szolgáltat és lerontja az oxigénbevitelt.

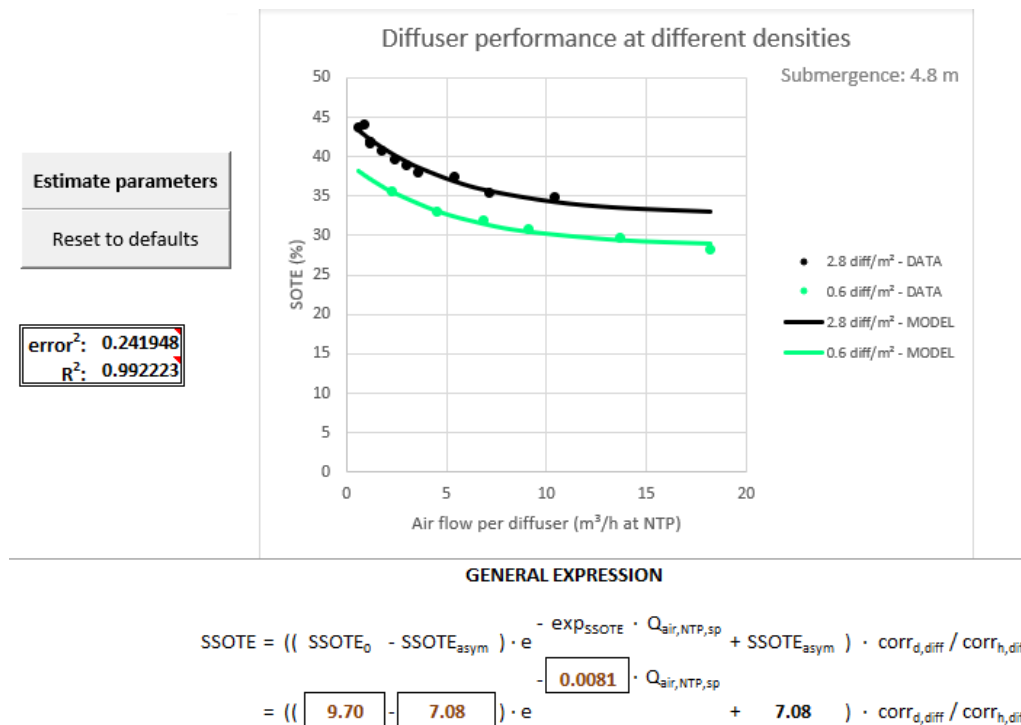


2.4. ábra: Levegőztetés intenzitásának vizuális összehasonlítása membránlap-típusú diffúzorokkal (saját fotók [71] alapján)

A modell további korrelációs paramétereit egy adott típusú csőmembrán-diffúzor – borítottság és mélység széles tartományában mért – adatsora alapján határoztam meg [18] – a 7. sz. melléklet A.14. táblázatában összesítve őket. Ezeket általánosítottam a többi berendezéstípusra is, kivéve a diffúzorsűrűséggel kapcsolatos paramétereket a durvabuborékos technológiák esetén.

A modellillesztés és az adatfeldolgozás automatizálása érdekében Microsoft Excel-alapú eszközt fejlesztettem a Visual Basic for Applications (VBA) programozási nyelv segítségével. Ez elősegíti akár egyedi diffúzortípusok gyártói specifikációi alapján, vagy a tisztítótelepek beüzemelése során végzett oxigénátadási tesztelés alapján a nemlineáris regresszió újbóli végrehajtását. A számítógépes felületen kiválasztható a diffúzor típusa buborékméret alapján, a borítottsággal és mélységgel kapcsolatos feldolgozandó paraméterek és a kezelendő mértékegységek a mért adatok specifikációi alapján. Ezután táblázatosan bevezethetők a tesztelés mérési adatsorai (pl. levegő-térfogatáram, *SOTE* értékek), illetve megadhatók a fizikai adatok

a diffúzorok hasznos felületéről és felszerelési magasságáról. Az adatok görbeillesztés céljából feldolgozásra kerülnek – beleértve a mértékegység-átváltásokat, illetve a mért és számított *SSOTE* értékek közötti hibaszámítást. A paraméterbecsléshez az Excel Solver kiegészítőjét rendeltem hozzá egy VBA makróhoz, amely a GRG-módszerrel minimalizálja a hibák négyzetét [86] – a felületről a 2.5. ábra mutat be egy képernyőképet [56].

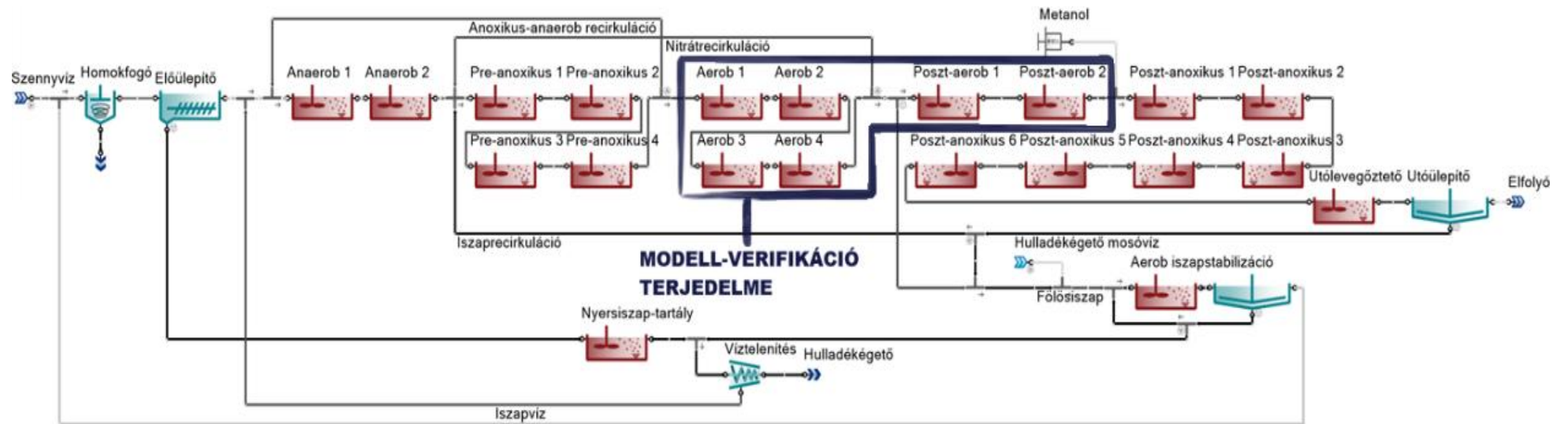


2.5. ábra: SSOTE-modellregressziós felület [69] (saját szerkesztés)

2.5.2. MODELLVERIFIKÁCIÓ A DIFFÚZOROK OXIGÉNBEVITELÉRE

Az *SSOTE* predikciós módszer verifikálása céljából egy üzemben lévő szennyvíztisztító létesítmény diffúzoraira adaptáltam a regressziós paramétereket, és összevettem a telepen mért egyhetes összesített léghozamprofillal. Ezzel megerősíthető, hogy a modell – a reaktorokban működő berendezéseknek – megfelelően kalibrált oxigénbeviteli paraméterekkel pontos eredményeket szolgáltat, valós üzemi körülményeket reprodukálva. Emellett egyéb meglévő empirikus módszerekkel is összehasonlítottam a modell előrejelzési pontosságát, amelyeket az 1.1. táblázatba gyűjtöttem ki a szakirodalmi áttekintés során.

A modellverifikáció referencialétesítménye csapadékos szubtrópusi éghajlaton működtetett ötfokozatú eleveniszapos rendszer, folyamatsémáját a 2.6. ábra ismerteti a Sumo22 szimulációs szoftverben összeállítva.



2.6. ábra: SSOTE-modellverifikáció referencialétesítménye a Sumo szoftverben [87]

A Sumo22 egy dinamikus környezeti modellezésre használt nyílt forráskódú környezet, különös tekintettel a települési és ipari szennyvíztisztító telepekre. A $92\,000\text{ m}^3/\text{d}$, $300\,000$ lakosegységértéknek (LE) megfelelő kapacitású telep egész évben biztosítja a biológiai nitrogéntávolítást és többletfoszfor-eltávolítást. A rendszerben két fő folyamatirányítási logikát építettek ki az üzemeltetés optimalizálása érdekében – ammóniumalapú levegőszabályozást és a pótszénforrás-adagolás vezérlését. Ezek csökkentik a levegőigényt és a metanolszükségletet, miközben 5 mg N/l érték alatt tartják a tisztított víz összes nitrogén koncentrációját [87].

Az anaerob reaktorokat és a négy anoxikus térrészből álló elődenitrifikáló fokozatot négy levegőztetett zóna követi, melyek után az anoxikus reaktorokhoz visszatáplált recirkulációs kört alkalmaznak a nitrátkoncentráció csökkentésére. Az elődenitrifikáló és az első aerob szakaszt további két levegőztetett cella és hat anoxikus cella követi (a medencében válaszfalakkal elkülönítve a cellákat), utódenitrifikáció céljából, metanoladagolással kiegészítve. A fűvók által biztosított levegőellátást a második reaktor folytonosan mért oldottoxigén-koncentrációja alapján vezérlik, és szelepekkel osztják el a négy aerob reaktor (rendre 37%, 27%, 15% és 10% léghozam-megoszlás szerint) és az utólevegőztető egység között – amiben a második cella oxigénszintjét szabályozzák (a két cella közti levegőeloszlás feltehetőleg egyenlő). Megjegyezzük, hogy a létesítményben az elfolyó vízminőség érdekében és az iszapkezelés céljából alkalmaznak utólevegőztető és aerob iszapstabilizációs reaktorokat is, azonban ezek levegőztető rendszere jelen tanulmány hatókörén kívül esik. A modellverifikáció a fő vízvonalon körülírt négy aerob zóna és a további két levegőztetett cella mért adatait veti össze a szimuláció által előrejelzett adatokkal.

Az összes vizsgált aerob reaktor alján $0,23\text{ m}$ magasságban felszerelt, $0,038\text{ m}^2$ aktív felületű tányéros membrándiffúzorok szolgáltatják a levegőbevitelt. A medencék $6,5\text{ m}$ mélyek, az első négy aerob zóna térfogata egyenként 4800 m^3 és az őket követő két cella térfogata egyenként 950 m^3 . A medenceterek mentén kialakuló terhelési gradiensnek megfelelően, tervezés során a diffúzorokat sűrűből ritkába tartó elrendezés szerint osztották el a reaktorcellák között – eszerint a diffúzorsűrűség az első négy zónában rendre 17%, 13%, 10% és 9%, a további kettőben pedig 6% és 5%. A membrántányérok oxigénbeviteli paramétereit a GRG-módszerrel határoztam meg a 2.5. ábrán ismertetett felület segítségével, a rendszer beüzemelése során, tiszta vízzel feltöltött medencékben végzett standard tesztelési adatok alapján [88] – ezeket a 2.4. táblázatban mutatom be.

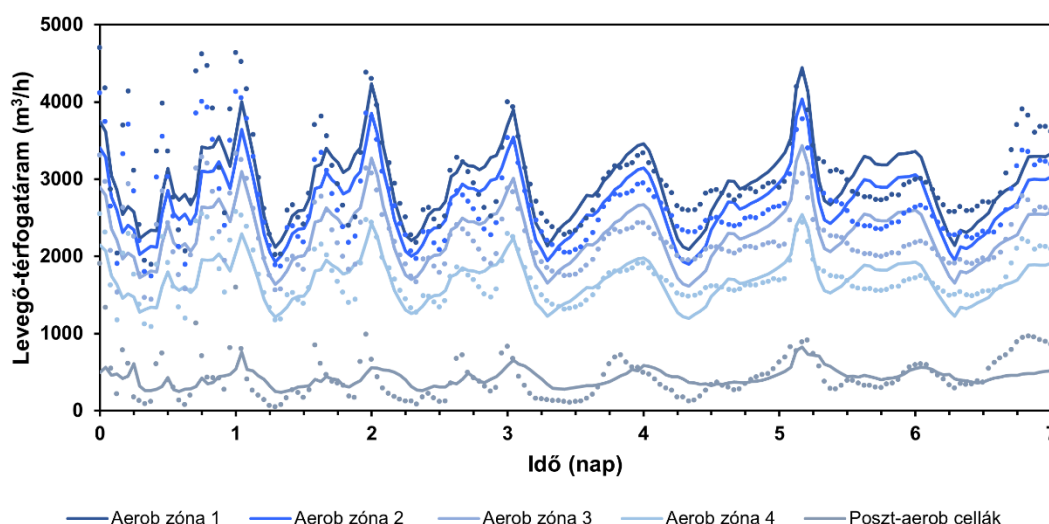
2.4. táblázat: A verifikációs modell-konfiguráció diffúzorainak regressziós paraméterei (saját szerkesztés)

Modell	Regressziós paraméterek						Számolt változó
Hur, 1994	A_1 (%)	A_2 (%/scfm)	A_3 (%/scfm ²)	A_4 (%/ft)	A_5 (%/ft ²)		$SOTE$ (%)
	39,96	-10,43	1,76	0,095	0,57		
Dold–Fairlamb, 2001	k_1 (1/d)	k_2 (1/d)	e_1	Y_1			k_{La} (1/d)
	1,15	0,042	0,41	0,88			
Gillot et al., 2005	G_1 (1/m ³ gáz)	G_2	G_3	G_4	G_5		k_{La} (1/d)
	2,02	-1,07	0,088	0,18	-0,7		
Frank et al., 2009	A_1 (%)	B_1 (%/ft)	C_1 (%)	D_1 (%)			$SOTE$ (%)
	45,15	0,18	-0,45	-5,51			
Saját modell	$SSOTE_{0,nom}$ (%/m)	exp_{SSOTE} (d/m ³ gáz)	$SSOTE_{\infty,nom}$ (%/m)	$div_{d,diff,0}$ (m ² /m ²)	$pow_{d,diff,0}$	$div_{d,diff,\infty}$ (m ² /m ²)	$SSOTE$ (%/m)
	9,28	0,037	6,45	0,3	0,019	0,01	
	$pownum_{d,diff,\infty}$ (m)	$sl_{h,diff,0}$ (1/m)	$offset_{h,diff,0}$	$sl_{h,diff,\infty}$ (1/m)	$offset_{h,diff,\infty}$		
	1,66	-0,15	0,61	-0,12	0,1		

Az üzemi léghezam-méréseket a diffúzorok karbantartása után végezték, ezért gyakorlati feltételezés alapján a verifikáció szimulációs időtartamára az F tényező értéke az összes reaktorban 0.95 [39]. Fontos megjegyezni, hogy bár a jelenlegi fejezet a levegőztető rendszer oxigénátadási hatékonyságára összpontosít, az eredmények helytállósága egyben a 3. fejezetben ismertetett, oxigénbevitelt lerontó szennyezőanyagokra adaptált levegőztetési kinetikának is köszönhető (a szennyvíz-terhelés és a műveleti egységek paramétereinek megfelelő beállítása mellett). Ugyanis, ahogy azt az 1.3. ábrán szemléltettem, nemcsak az $SSOTE$, de az α -tényező is nagymértékben befolyásolja a pillanatnyi oxigénátadást, vagyis elengedhetetlen annak dinamikus előrejelzése. Az igazságos összehasonlítás érdekében ezért a vizsgált meglévő diffúzorteljesítmény-modelleket is összekapcsoltam a már szennyvízben validált α -tényező előrejelzési módszerrel.

A 2.7. ábra az aerob egységekben veti össze a tanulmányban bemutatott $SSOTE$ -modell léghezam-számításait a telepen mért értékekkel, ahol folytonos vonalak jelölik a szimulációs eredményeket és pontok jelzik a mért adatsort. A modell-kimeneteket a Sumo22 programból exportáltam a telepkonfiguráción futtatott

egyhetes dinamikus szimuláció után. A modell reprodukálja a terhelési csúcsokból eredő térfogatáram-növekményeket, amelyek lényegesek a fűvóméretezéshez; illetve az napi ingadozás trendjeit is megfelelően követi, amely kulcsfontosságú a modellalapú oxigénszabályozáshoz. A léghozamprofilok megerősítik, hogy a módszer a levegőztető elemek terhelésének és elrendezésének megfelelően jelzi előre az oxigénbevittelt.

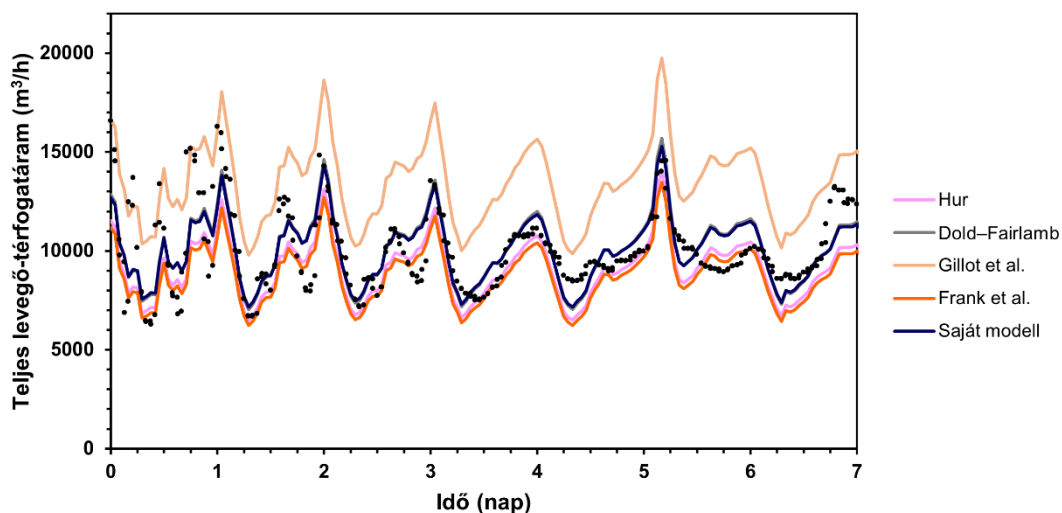


2.7. ábra: SSOTE-modellverifikáció eredményei (saját szerkesztés)

Az első szimulált napon nagyobb szórást figyelhetünk meg a mérésekben, amely feltehetően a tökéletesen kevert reaktormodellek által nem leírható keveredési jelenségből adódhatott. A poszt-aerob cellákba juttatott levegő térfogatáramát kevésbé pontosan jelzi előre a modell, mint az azt megelőző négy aerob zóna esetében. A modellkonfiguráció egyszerűsítésekkel él, valószínűsíthető, hogy a reaktorok közti levegőeloszlási paraméter a valóságban a csövek pneumatikai sajátosságainak megfelelően ingadozik az utolsó levegőztetett egységnél, ugyanis ennek levegőszükséglete nagyságrendileg kisebb. A különbség abból is adódhatott, hogy a térfogatárammérő eszköz relatíve pontatlanabb az alacsony mérési tartományokban.

A 2.8. ábra hasonlítja össze a különböző levegőztetőelem-modellek predikciós képességét, az összegzett levegőigény szerint. A grafikon szemrevétele alapján a tanulmány megközelítése és a Dold–Fairlamb modell eredményei szorosan illeszkednek egymáshoz, és a legpontosabb előrejelzést szolgáltatják. Gillot és munkatársainak módszere buborékkolonnákra adaptált dimenzióanalízisre alapozva írja le a $k_L a$ és a levegőztetett rendszer paramétereinek összefüggését, viszont ezáltal túl érzékeny a levegőfluxus változásaira és a rendszerben szükséges térfogatáram-

tartomány mellett alábecsüli az oxigénátadási tulajdonságokat, így a szimuláció teljes időtartamára vetítve magasabb fűvő levegőszükséglettel számol. A másik két módszer rendszerint a szükségesnél kisebb levegőhozamot számít – ez különösen igaz a magas térfogatáram-tartományra, ahol a diffúzorhatékonyság túlbecsülésével nem veszik figyelembe a levegőigény-csúcsokat –, ezáltal problémákkal járhatnak a fűvőkapacitás helyes meghatározásánál.



2.8. ábra: A diffúzor-teljesítménymodellek grafikus összehasonlítása (saját szerkesztés)

A módszerek statisztikai és energetikai összehasonlítása érdekében a 2.5. táblázatban összefoglaltam az eredmények illeszkedését kifejező R^2 értékeket és a szimulációs időszakban kumulált fűvő-energiafogyasztás becsléseit. Az R^2 együttható hibaszámításaihoz az előrejelzésben elterjedt Nash–Sutcliffe statisztikai módszert használtam [89]. Az energetikai kiértékeléshez a létesítményben működő turbókompresszorok teljesítménygörbéjére adaptáltam a Sumo22 szoftver fűvőberendezés-modelljét, mely a szívóoldali térfogatáram, a hidrosztatikai nyomás, a levegőztető rendszer nyomásvesztése és a fordulatszám függvényében kiszámítja a fűvő munkapontjához képesti hatásfokot és az elektromos teljesítményt [56]. A Sumo22 energiamodulja a szimuláció időtartamában integrálja az aktuális fűvőtéljesítményt, ezáltal kinyertem a 2.8. ábra adatsoraival kapcsolatos összegzett energiafogyasztást.

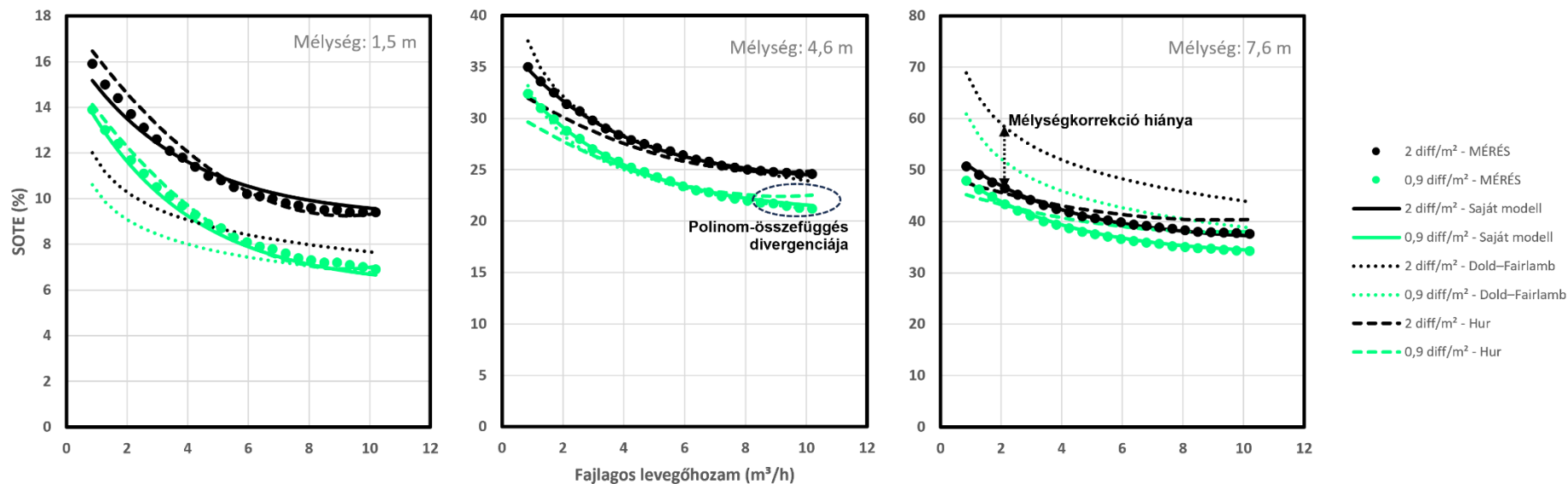
2.5. táblázat: A diffúzor-teljesítménymodellek energetikai- és statisztikai kiértékelése (saját szerkesztés)

Energiafogyasztás (kWh)			Hiba	R ²
VALÓS			50441	-
M O D E L L	Hur	47233	-6.4%	0.97
	Dold–Fairlamb	50695	0.5%	0.98
	Gillot et al.	64325	27.5%	0.87
	Frank et al.	46323	-8.2%	0.97
	Saját modell	50518	0.2%	0.98

A regressziós együttható alátámasztja, hogy jelen tanulmány diffúzormodellje és a Dold–Fairlamb megközelítés szolgáltatja a legpontosabb illeszkedést a mért adatokkal, ezen felül pedig az értekezésben feltárt egyenletekkel csökkenthető leginkább a hiba a valós levegőztetési energiafogyasztáshoz képest. Ez a halmozott százalékos hiba tükrözi azt is, hogy a 2.8 ábrán szemléltetett előrejelzések közül melyik hajlamos a levegőszükséglet alá- illetve túlbecslésére.

A modellek verifikálásánál hiteles megközelítés az üzemi adatokkal való alátámasztás, ugyanakkor helytállóságukat megerősíti, ha a tervezési, vagy üzemeltetési paraméterek széles tartományában hasonló pontossággal szolgáltatnak eredményeket. Ezért a 2.5 táblázat alapján a három legkisebb hibát eredményező modellt standard diffúzorteljesítmény tesztek mért adataival is összevettem. A membráncső-diffúzorokat két különböző elrendezésben, öt eltérő vízszint mellett tesztelték [18], az ennek megfelelő bemeneti paraméterekkel a különböző modellek illeszkedését a 2.9 ábrán jelölt folytonos vonalak szemléltetik. Az oxigénbeviteli regressziós paramétereket a GRG-módszerrel határoztam meg Microsoft Excel-ben, a tesztadatpontokhoz képest számolt hibanégyzet minimalizálása által.

Mivel a Dold–Fairlamb modell nem alkalmaz mélységkorrekciót, az átlagos 4,6 m mélységnél mutat csak jó illeszkedést; ezért változó mélységű, például szakaszos betáplálású technológiák esetén időszakosan pontatlan levegőszükségletet számíthat. Ezért továbbá, egy létesítményen belüli eltérő mélységű reaktorok esetén ezt a diffúzormodellt külön-külön kell kalibrálni. A Hur modell a mélység szerinti eltéréseket jól reprodukálja, de rámutat a polinom-típusú függvény hátrányára, ugyanis a fluxus kalibrációs tartományán belül is divergál bizonyos adatpontokhoz képest. A saját modell fizikailag megalapozott korlátokkal (aszimptotikus viselkedéssel) rendelkező empirikus módszer, így az *SOTE* értékei mindhárom szemléltetett mélység esetén, és a lég hozam korlátlan tartományában jó egyezést mutatnak a tesztadatokkal.



2.9. ábra: Diffúzorteljesítmény-modellverifikáció standard diffúzor-tesztadatokkal (saját készítésű grafikon, [18] adatforrás alapján)

Regressziós paraméterek – Dold-Fairlamb: $k_1 = 1,47 \text{ 1/d}$; $k_2 = 0,043 \text{ 1/d}$; $e_1 = 0,34$; $Y_1 = 0,82$
 – Hur: $A_1 = 6,05 \%$; $A_2 = -3,24 \%/scfm$; $A_4 = 0,3 \%/scfm^2$; $A_4 = 1,55 \text{ 1/ft}$; $A_5 = 0,22 \text{ ft}^2$
 – Saját modell: ld. 7. sz. melléklet A.14. táblázat

2.6. KONTÉNERIZÁLT KATONAI SZENNYVÍZTISZTÍTÓK ENERGETIKAI HATÉKONYSÁGNÖVEDELÉSE

A konténerizált szennyvíztisztítási technológiák fenntartható megoldást nyújtanak a katonai bázisok számára, ahol elengedhetetlen a szennyvíz gyors és hatékony kezelése. Ezek a rendszerek többnyire mobilisak és könnyen telepíthetők, ami ideálissá teszi őket a változó körülmények közötti alkalmazásokhoz. Emellett a kisberendezések mérete lehetővé teszi működtetésük automatizálását, így minimális üzemeltetői beavatkozást igényelnek. A konténerekben elhelyezett egységek biológiai és fizikai módszerekkel tisztítják a szennyvizet, amely ezt követően visszavezethető a környezetbe vagy újrahasznosítható [90].

Nagyhatásfokú létesítményekre adaptált anyagáram-modellekkel a rendszerben zajló folyamatok leírhatók, segítségükkel a levegőztetési igény minimalizálható és energiamegtakarítás érhető el. A modellalkotás kiterjed a dinamikus oxigénbeoldódási hatékonyság paramétereinek becslésére, valamint a változó befolyó szennyvízminőséghez igazítható tervezési és üzemeltetési stratégiák kidolgozására – áramláskiegyenlítéssel és különböző komplexitású oxigénszabályozási technikákkal. A kutatás alkalmazhatósága az ilyen típusú automatizált létesítmények költséghatékonyságában mutatkozik meg.

2.6.1. SZENNYVÍZKEZELÉSI MEGOLDÁSOK KATONAI OBJEKTUMOKNÁL

A szennyvízkezelő rendszerek két fő típusra oszthatók a szennyvízgyűjtési terület szerint: centralizált és decentralizált rendszerekre. A centralizált szennyvíztisztítás során a nagyobb településeken keletkező szennyvizet központi telepen tisztítják, amelyhez hosszú csatornahálózat kiépítése szükséges. A decentralizált szennyvíztisztítás esetében több, kis léptékű technológiával vagy egyedi megoldásokkal helyben történik a szennyvíz kezelése, így elkerülhető a hosszú csatornahálózat kiépítése. Hátránya lehet, hogy a lakosság közvetlen környezetében zajlik, ami panaszokat okozhat például a bűzképződés miatt, továbbá nem mindig áll rendelkezésre megfelelően képzett személyzet az üzemeltetéshez. Mindkét esetben a szennyvíztisztítás alapfolyamatai azonosak, azonban a kialakításban és az üzemeltetésben különbségek lehetnek [90].

A decentralizált szennyvíztisztító rendszerek különösen kis közösségek, falvak vagy elszigetelt ingatlanok esetében alkalmasak a tisztítási folyamat

elvégzésére ott, ahol a központi szennyvíztisztítás nem gazdaságos vagy technikailag nem kivitelezhető. A decentralizált rendszerek egyik legnagyobb előnye a rugalmasságuk, mivel különböző méretekben és kialakításokban érhetők el, így alkalmazkodnak a helyi körülményekhez és igényekhez. Az ilyen rendszerekben a szennyvíz kezelése a helyszínen történik, amely minimalizálja a szállítási és kezelési költségeket, miközben megfelelő tisztítási hatékonyságot biztosít.

Az egyedi szennyvíztisztítási megoldások közül az egyedi kislétesítmények oldóaknával, majd hozzá kapcsolt szikkasztómezővel rendelkeznek. Az oldóakna egyszerű, de hatékony eszköz, amely mechanikai és biológiai tisztítást végez. Ezt követően a részben tisztított szennyvíz egy szikkasztó mezőbe kerül, ahol a talajon keresztül történő természetes szűrés és lebontás révén további tisztítás történik. Az ilyen rendszerek ideálisak egyedi ingatlanok számára, mivel alacsony költséggel telepíthetők és karbantarthatók, ugyanakkor minimális környezeti hatást gyakorolnak, feltéve, hogy a talajviszonyok és a helyi szabályozások megfelelőek [91].

A konténerizált szennyvíztisztító kisberendezések hatékony megoldást nyújtanak speciális alkalmazásokban, többek között katonai táborok szennyvízkezelésében. A katonai alkalmazások elsősorban félállandó vagy tartósan telepített műveleti létesítményekben – például előretolt műveleti bázisokon, kiképző- és logisztikai táborokban – jellemző, ahol a személyi állomány huzamosabb ideig egy helyszínen tartózkodik, és indokolt a helyben történő szennyvízkezelés biztosítása. Ezzel szemben a nagy mobilitású, gyorsan változó frontvonalai harctevékenység során az ilyen infrastruktúra telepítése műszaki és logisztikai okokból általában nem megvalósítható [92]. A megkülönböztetés összhangban áll az Egyesült Államok Hadseregének tábori közegészségügyi irányelveivel [93], valamint a NATO műveleti táborokra vonatkozó környezetvédelmi szabványjaival [94].

A kisberendezések moduláris felépítésüknek köszönhetően mobilisak, így könnyen szállíthatók és telepíthetők, ami különösen előnyös a gyakran változó helyszíneken történő alkalmazásoknál. A 2.10. ábra mutatja be a biofilmes kialakítású decentralizált rendszer konténeres kivitelezését. Kompakt jellege miatt kis helyigénnyel rendelkezik és telepítése minimális infrastruktúrát igényel, így gyorsan üzembe helyezhető olyan környezetekben, ahol egy hagyományos szennyvíztisztító rendszer megvalósítása időigényes vagy költséges lenne.



2.10. ábra: A konténerizált szennyvíztisztító mobilizálhatósága [95]

A rendszer moduláris jellege lehetővé teszi, hogy különféle tisztítási technológiákat egyetlen egységben kombináljanak; a tisztítás az adott körülményekhez igazítható [96]. Az ilyen típusú rendszerek kifejezetten hasznosak olyan katonai objektumok esetében, ahol a helyszín gyors megváltozása vagy a létszám növekedése dinamikus. Emellett a konténerizált rendszerek minimalizálják a környezeti hatásokat, mivel a tisztított szennyvizet újrahasznosíthatják, például öntözési célokra, ami különösen fontos a vízhiányos területeken [97].

A biológiai tisztítást a műanyag töltet felületén kialakuló biofilm végzi, amelyben a szervesanyag-lebontás és a növényi tápanyag-eltávolítás zajlik. A modellséma lehetőséget ad az üleptett iszap visszavezetésére, azonban a technológiai kialakítás alapján a rendszer nem feltétlenül igényel eleveniszap-fázist. A reaktorok levegőztetettek, így biztosított az aerob mikroorganizmusok számára szükséges oxigénbevitel a hatékony biodegradáció érdekében. Ugyanakkor a biofilm belső rétegeiben oxigénhiányos (anoxikus) zónák alakulhatnak ki, amelyekben szimultán denitrifikáció zajlik. Ez a folyamat a nitrifikáció során keletkező nitrátnak biológiai redukcióját teszi lehetővé, és ezáltal hozzájárul a nitrogén hatékony eltávolításához.

A szennyvíztelepek levegőztető rendszereinél a felületi gázsebesség kiemelt paraméter, mivel közvetlen hatással van az oxigénátadás hatékonyságára, a szennyvíztisztítás eredményességére és a rendszer energiafogyasztására. Az oxigénátadás hatékonysága nagyban függ a gázsebességtől, mivel, ha az túl alacsony, a rendszer nem képes elegendő oxigént bejuttatni a szennyvízbe, ami rontja a tisztítási folyamatot. Emellett az optimális felületi gázsebesség csökkenti az energiafogyasztást,

hiszen megfelelő beállítás mellett kevesebb energia szükséges az ideális oxigénellátás biztosításához [98]. Ezenfelül a túl nagy gázsebességek habképződéshez vezethetnek, ami problémákat okozhat a rendszer működésében, például szivattyúk eltömődésével vagy túlfolyásokkal. A megfelelő gázsebesség fenntartása segít minimalizálni a habképződést, biztosítja a megfelelő keveredést és megelőzi az iszap leülepedését, ezáltal stabilabbá téve a szennyvízkezelési folyamatot.

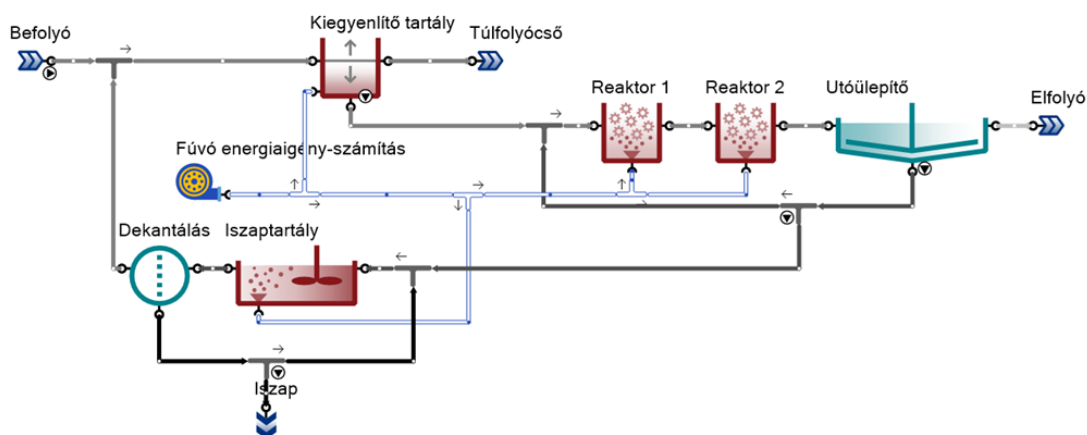
A szennyvíztisztításban a DO (dissolved oxygen – oldott oxigén) szabályozású levegőztetés alapvető módszerként szolgál az oxigénkoncentráció fenntartására, amely fontos a biológiai folyamatok megfelelő hatékonyságának biztosításához. Az oldott oxigén-koncentráció megfelelő szinten tartása kulcsfontosságú, mivel ez biztosítja a mikroorganizmusok optimális oxigénellátását, amely nélkülözhetetlen a szén- és nitrogénvegyületek aerob lebontásához.

A kaszkádszabályozás a hagyományos DO-szabályozásnál fejlettebb megközelítés, amely precízebb és gyorsabb vezérlést tesz lehetővé. E rendszerben a levegőztetést több lépcsőben, egymásra épülő szabályozók segítségével irányítják, ami hatékonyabban reagál a rendszer dinamikus változásaira, például a terhelésingadozásokra. Az ammónium-vezérelt szabályozás továbbfejlesztett változata a DO-szabályozásnak, amely a biológiai folyamatokat nemcsak az oldott oxigén, hanem az ammóniumkoncentráció figyelembevételével is optimalizálja. Ez a megközelítés pontosabb irányítást tesz lehetővé a nitrifikáció felett, mivel az ammóniumkoncentráció közvetlenül befolyásolja a nitrifikáló baktériumok aktivitását [99]. Az ammónium-vezérelt kaszkádszabályozás során a rendszer automatikusan módosítja a DO-célértéket annak érdekében, hogy az ammóniumkoncentráció a kívánt tartományban maradjon. Ezáltal a szennyvízkezelés hatékonysága nő, miközben az energiafogyasztás csökken. A módszer különösen előnyös nagy ammóniumterhelésű rendszerek esetén, ahol a hagyományos DO-szabályozás önmagában nem elégséges.

2.6.2. A VIZSGÁLT KONTÉNERTELEP MODELLKONFIGURÁCIÓJA

Egy 185 lakosegyenérték terhelésének megfelelő, konténeres kivitelű szennyvíztisztító rendszerre számítógépes modellt készítettünk [100], amely a Sumo1 üzemszintű biokinetikai modell alkalmazásával részletesen leírja a teljes tisztítási folyamatot. A modell konfigurációja szemléletesen ábrázolja az egyes technológiai egységeket, mint a kiegyenlítő tartályt, a biológiai reaktorokat, az utóülepítőt és az iszapkezelést. A 2.11. ábrán nyomon követhetők a különböző anyagáramok, beleértve

a nyers szennyvíz bevezetését, az oxigénbevitelhez szükséges levegő bejuttatását, valamint a tisztított víz és a keletkező szennyvíziszap elvezetését.



2.11. ábra: A vizsgált konténertelep folyamatábrája (saját szerkesztés)

A technológiai séma a következő egységeket tartalmazza:

1. **Befolyó:** A nyers szennyvizet betáplálják a rendszerbe, ahová egy befolyó vezetéken keresztül érkezik.
2. **Kiegyenlítő tartály:** A beáramló szennyvíz először a kiegyenlítő tartályba kerül, amelynek szerepe az áramlás kiegyenlítése, azaz a hirtelen mennyiségi változások (pl. vízhozamcsúcsok) kiegyenlítése. Ezáltal biztosítja a konstans térfogatárrammal való működtetést.
3. **Túlfolyócső:** Biztonsági szempontból a kiegyenlítő tartályhoz egy túlfolyócső is kapcsolódik, amely megakadályozza a tartály túlcserdülését abban az esetben, ha a befolyó szennyvíz mennyisége meghaladná a tartály kapacitását.
4. **Reaktor 1 és Reaktor 2:** A szennyvíz ezután a reaktorokba kerül, ahol a biológiai tisztítási folyamatok zajlanak. Bár a valóságban ez a művelet egy térben kialakított, a modellben a rendszert két külön teljesen elkevert biofilmes reaktorra [101] osztjuk (Reaktor 1 és Reaktor 2). Ezekben a műveleti egységekben műanyag hordozók felületén megtelepedő mikroorganizmusok távolítják el a szennyvízben lévő szervesanyagot és ammóniumot. A légbefűvást durvabuborékos diffúzorok szolgáltatják, ami praktikus választás az üzemeltető nélküli rendszerekhez; nem hajlamosak az eltömődésre, nem igényelnek karbantartást [21]. Reaktoronként 46 kisméretű durvabuborékos sapka biztosítja az alacsony vízoszlop egyenletesen felszálló keverési zónáit.

5. **Utóülepítő:** A biológiai tisztítás után a szennyvíz az utóülepítőbe kerül, ahol a szilárd anyagok (iszap) leülepednek, és a megtisztított víz elfolyik a rendszerből. A modellben ez egy egyszerűsített algebrai összefüggésre alapozott szeparátor, az iszap ülepedési tulajdonságait nem veszi figyelembe.
6. **Iszaptartály dekantálással:** A rendszerben az iszapkezelést egy kombinált iszapsűrítő egység biztosítja. Ez az iszaptartály fogadja a kiülepített fölösiszapot, és az aerob iszapstabilizációhoz szükséges levegőellátást igényel. Dekantálás során a fölösleges folyadékot elválasztja az iszaptól, a felülúszó iszapvizet pedig visszatáplálják a kiegyenlítő tartályba. A sűrített iszapot külön egységben tovább kezelik, például komposztálással vagy anaerob lebontással.
7. **Fúvó energiaigény-számítás:** A rendszer levegőztetése fúvó segítségével történik, amely biztosítja a szükséges oxigén bejuttatását a biológiai reaktorokba és az iszaptartályba, valamint pneumatikus keverés céljából a kiegyenlítő tartályba. Az energiaigény-kalkulátor a levegőztetési folyamat energiafogyasztásának meghatározását szolgálja, a rendszer működésének optimalizálhatósága céljából. A fúvó modell ugyan képes összesíteni a teljes rendszer levegőszükségletét, de jelen esetben csak a vízvonalai fúvókapacitást vesszük figyelembe.

A 2.6. táblázat a főbb műveleti egységek méreteit tartalmazza. A mozgóágyas, fixfilmes technológiát alkalmazó biológiai fokozatot a 2 reaktor együtteseként értelmezzük. A biofilmet hordozó töltet kitöltöttsége határozza meg, hogy a teljes egység térfogatát milyen arányban képviseli a hordozó, vagyis jelen esetben ez a hasznos térfogat 60%-ának felel meg.

2.6. táblázat: Vizsgált konténertelep főbb tervezési paraméterei (saját szerkesztés)

	Kiegyenlítő medence	Reaktor 1	Reaktor 2	Iszaptartály	Mértékegység
Térfogat	22	11	11	11	m ³
Mélység	2	2	2	2	m
Biofilmhordozó-kitöltöttség		0,6	0,6		m ³ /m ³

Az iszaptartály kombinált funkciót lát el, mivel dekantáló egységként is működik, ezáltal az iszap nagy hatásfokú kezelését teszi lehetővé. Az aerob iszapstabilizáció biztosítása érdekében a tartályban körülbelül 2 mg/l oldott oxigén

(DO) koncentrációt tartanak fenn. Ez az érték megfelelő környezetet biztosít a mikroorganizmusok számára az iszap biológiai stabilizálásához, miközben minimalizálja a lebomlási folyamatok során keletkező szagkibocsátást és egyéb üzemeltetési problémákat.

A kidolgozott matematikai modell lehetőséget nyújt a rendszer dinamikus viselkedésének vizsgálatára, többek között a terhelési csúcsok hatásának elemzésére, illetve különböző üzemeltetési stratégiák tesztelésére. Az anyagáramok pontos követése és a műveleti egységek közötti kapcsolatok részletes megjelenítése révén a modell hatékony eszközt biztosít az optimalizálási lehetőségek feltárásához, ezáltal hozzájárul a rendszer teljesítményének intenzifikálásához. A bemutatott modellkonfiguráció kulcsszerepet játszhat a konténeres szennyvíztisztító létesítmény hatékony és stabil üzemeltetésének támogatásában, elősegítve a fenntartható és megbízható szennyvízkezelési gyakorlat megvalósítását.

A dinamikus modellkísérletek ún. állandósult állapotból¹⁷ (steady-state) kiindulva lettek futtatva, ami stabil üzemelési feltételeken alapul: a rendszer részfolyamatai egyensúlyban működnek, állandó bemeneti és kimeneti paraméterek mellett [56]. Ez elméleti szinten azt jelenti, hogy a szennyvízkezelési folyamat során a koncentrációk és az anyagáramok időben nem változnak, lehetővé téve a rendszer hosszú távú viselkedésének vizsgálatát egy kvázi stabilizált üzemállapotból kiindulva.

2.6.3. MODELLFUTTATÁSOK EREDMÉNYEINEK KIÉRTÉKELÉSE

A vizsgált rendszer átlagos hidraulikai terhelése $38 \text{ m}^3/\text{d}$. A befolyó szerves- és növényitápanyag-terhelést – amely jellegzetes közép-európai szennyvízösszetételnek felel meg. A konténerrendszer körülbelül 90%-os szervesanyag-eltávolítást és teljes nitrifikációt biztosít. Azonban az összes nitrogén koncentrációja csak mérsékelten csökken, a denitrifikáció csak részlegesen valósul meg, szimultán denitrifikáció útján, a biofilm belső rétegeiben. Az elemzések során átlagosan 15°C -os szennyvízhőmérséklettel számoltunk.

Három szimulációs scenáriót hajtottunk végre, amelyekben a felületi gázsebesség alakulását vizsgáltuk a konténeres rendszerben kiegyenlítő medence alkalmazásával és anélkül, továbbá összehasonlítottuk az eredményeket egy kiegyenlítést nem alkalmazó centralizált szennyvíztisztító telep konfigurációjával.

¹⁷ Állandósult állapot: időben stacionárius állapot, amelyben a kezdeti változások lecsengése után a rendszer jellemzői nem változnak – tehát a rendszer válasza független a kezdeti feltételektől

A 2.7. táblázat összegzi a modellkísérletek eredményeit. Kiegyenlítő tartály alkalmazása nélkül közel 8%-kal nagyobb kapacitású fűvóra van szükség, ami nagyobb beruházási költséggel járhat. Az eredményeket centralizált telep esetével hasonlítottuk össze; melynél a stabilabb befolyó vízminőség és -mennyiség miatt kisebb a levegőigény ingadozása és az óracsúcs is. Az eloszlásokat a Sumo22 szoftver nyers szennyvíz kalkulátorával generáltuk [56], a csatornahálózat méretére jellemző napközbeni hidraulikai ingadozás [102], és szennyezőanyag-koncentráció lefutások alapján [103].

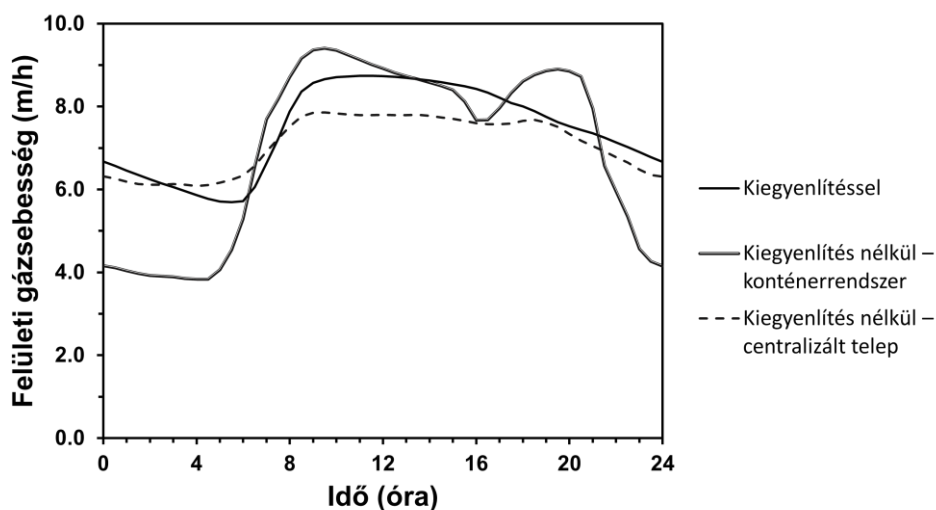
2.7. táblázat: Nyers szennyvíz paraméterei, áramlás-kiegyenlítés hatása a szükséges fűvókapacitásra (saját szerkesztés)

Paraméter	Kiegyenlítéssel			Kiegyenlítés nélkül - konténer			Kiegyenlítés nélkül – centralizált			Mérték- egység
	Átlag	Min.	Max.	Átlag	Min.	Max.	Átlag	Min.	Max.	
Térfogatáram	37,9			37,9	2,3	96,4	37854	33408	45166	m ³ /d
Kémiai oxigénigény	675	435	1052	675	435	1052	675	504	944	mg/l
Biokémiai oxigénigény	294	190	459	294	190	459	294	220	412	mg/l
Összes nitrogén	45	28	78	45	28	78	45	32	70	mg/l
Összes foszfor	5,0	3,1	7,2	5,0	3,1	7,2	5,0	4,5	5,6	mg/l
Fűvókapacitás- igény			1,20			1,29			1076	kW
Fajlagos fűvókapacitás			2,6			2,8			2,3	kWh/kg BOI

Megjegyezzük, hogy a 2.7. táblázatban szereplő értékek a nyers szennyvízre értelmezettek, nem tartalmazzák a koncentrációk változását a kiegyenlítő medencében. A centralizált telepre való fajlagosításnál nem növeltük meg a medence mélységét, illetve azonos fűvóhatékonyságot feltételeztünk, nem foglalkoztunk a léptéknöveléssel járó teljesítmény jelleggörbe-eltérésekkel.

A napi terhelésingadozás függvényében előrejeleztük a levegőfogyasztási profilokat az 1. reaktorcellában fenntartott oldott oxigén-koncentráció szabályozása

mellett. A 2.12. ábrán látható, hogy a reggeli csúcsvízfogyasztási időszakban mindhárom scenárióban hirtelen megemelkedik a felületi gázsebesség. A kiegyenlítő medence alkalmazása mérsékli ezeket a csúcsokat, azonban a konténeres decentralizált rendszer nagyobb ingadozásoknak van kitéve, így fajlagosan nagyobb maximális fűvőkapacitást igényel; a 2. táblázat szerint ez akár 8%-os teljesítménynövekedést is jelenthet kiegyenlítés nélkül.



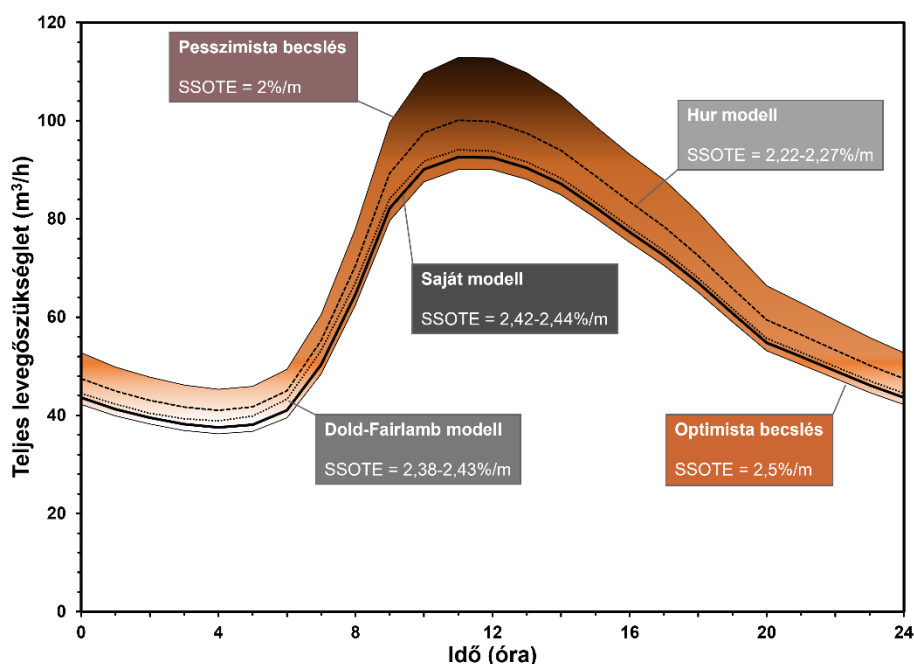
2.12. ábra: Felületi gázsebesség változása a nap folyamán (saját szerkesztés)

Az esti órákban hasonló trend figyelhető meg, de a görbe élesebben visszaesik, kiemelve a decentralizált rendszerek napszakos terheléskezelési kihívásait. Ez a megfigyelés alátámasztja a kiegyenlítés szerepét, különösen kisebb kapacitású konténertelepeken, ahol a terhelés-ingadozások csúcsok arányaiban nagyobb hatást gyakorolnak a levegőztetési rendszerre.

A következő forgatókönyv-elemzésben a tanulmányban fejlesztett diffúzormodellt hasonlítjuk össze az oxigénbeviteli hatékonyság konzervatív megközelítéseivel és a szakirodalomban fellelhető empirikus korrelációkkal, a levegőztető rendszer tervezésének példáján. A hagyományos pesszimista, illetve optimista becslés a durvabuborékos *SSOTE* teljesítményértékek két végletét reprezentálják, a 2–2,5 %/m tartományban [104] [105]. A 2.5. táblázat alapján három legpontosabbnak ítélt módszert választottuk ki és használtuk a légszükséglet egynapos előrejelzésére, kiegyenlített vízhozammal és ammóniaalapú levegőszabályozással – így a konténerrendszer a vízminőség stabilan tartása szerinti fűvőméretezést tükrözi.

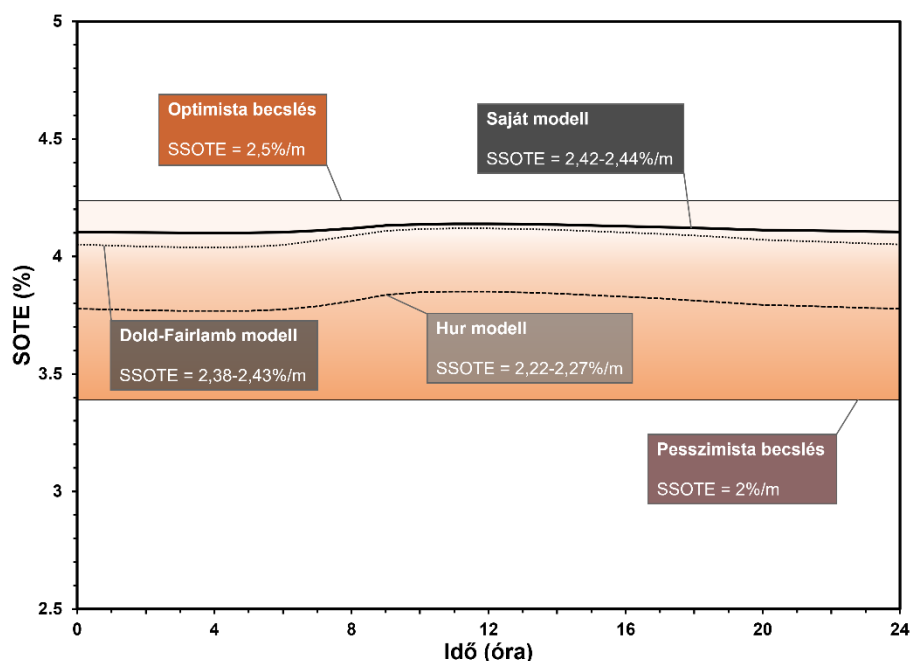
A durvabuborékos berendezésekre [55] illesztett diffúzormodell-alapú légáram-profilokat, és a pesszimista, illetve optimista becslések közötti átmeneti tartományt a 2.13. ábra illusztrálja. Pesszimista *SSOTE*-becslés esetén túlméretezzük

a fűvót, a disszertáció saját verifikált modellje ehhez képest több, mint 17%-kal kisebb fűvó-energiaigénnyel számol – a csúcsléghozam is arra enged következtetni, hogy kisebb méretű fűvó kiválasztásával csökkenti a beruházási költségeket. Továbbá, a fizikailag megalapozott előrejelzésünk Hur és Dold–Fairlamb empirikus megközelítéseire képest is kisebb fűvó teljesítményt igényel, ugyanakkor nincsen metszéspontja az optimista becsléssel sem, így elkerülhető a rendszer alulméretezése.



2.13. ábra: Konstans és prediktív SSOTE-alapú tervezési forgatókönyvek szerinti levegőhozam-összehasonlítás (saját szerkesztés)

A léghozam-modellezés alapjául szolgáló *SOTE* értékek karakterisztikáját a 2.14. ábra fedi fel a vizsgált egynapos időszakban. Megfigyelhető, hogy a korábbi empirikus modellek *SOTE*-tartománya a levegőigény ezen nagyságrendjében szélsőséges ingadozást mutat a saját modellünkhöz képest, amely az aszimptotikus viselkedés és a fizikai *SSOTE*-korlátok hiányából eredhet. Hur modelljében ez jobban megnyilvánul, ugyanis az *SOTE* tartományát összességében is alábecsüli – a modell túlillesztett és az igényelt levegőtérfogatóram mellett a számolt *SOTE* elível a valós jelleggörbétől [55], a 2.9. ábrához hasonlóan. A durvabuborékos diffúzorok teljesítménye jelentősen függ az üzemeltetési körülményektől, és a felületi gázsebesség vagy levegőfluxus koncepciója nem arányosítható egyszerűen a finombuborékos rendszerekével. A levegőellátás növelésének hatása sokkal enyhébb – a fluxus és az oxigénbevitel közötti összefüggés szinte lineáris [15]–, viszont a meglévő adatvezérelt modellekben túl érzékeny hatást fejt ki.



2.14. ábra: SOTE-profilok konstans és prediktív modellváltozatokban (saját szerkesztés)

Regressziós paraméterek – Dold–Fairlamb: $k_1 = 0,055 \text{ 1/d}$; $k_2 = 0,54 \text{ 1/d}$; $e_1 = 0,25$; $Y_1 = 1,02$
– Hur: $A_1 = 3,7 \%$; $A_2 = 0,13 \text{ \%/scfm}$;
 $A_4 = -0,0057 \text{ \%/scfm}^2$; $A_4 = 0,0017 \text{ 1/ft}$; $A_5 = 0 \text{ ft}^2$
– Saját modell: ld. 7. sz. melléklet A.14. táblázat

Fontos kiemelni, hogy mivel a tanulmány saját modellje egységes rendszerben kezeli a diffúzorelrendezéseket, a fajlagos oxigénbevitel ($SSOTE$) és a fajlagos levegőáram összefüggésén alapul (a gyártói adatsorokra jellemzően); a regresszió szempontjából nem számítanak a tesztelési és az üzemi viszonyok közötti különbségek. Ugyanakkor a 2.5. táblázat alapján másik két lefontosabbnak bizonyult modell diffúzortípusokhoz való kalibrálása bizonyos fizikai körülményekhez kötött.

A 2.8. táblázatban összevetettem a módszerek oxigénbeviteli számításait a konténerrendszer terepi viszonyai mellett, és a tesztkörülmények szerinti „lerontott” kalibrálás mellett (a gyártók jellegzetes mérési viszonyaihoz hasonlóan). Az oxigén-összetétel csak a $k_L a$ -alapú Dold-Fairlamb modellt befolyásolja, ugyanis a diffúzorok $SOTE$ -vel hitelesített etalon értéke a (2-8) és (2-9) egyenletek alapján az oxigén-telítéskonzentráció függvénye is. A 21 V/V% atmoszférikus koncentráció melletti illesztés esetén ez a hatékonyság 10%-os alábecsléséhez és a fúvók túlméretezéséhez vezethet. A gázösszetétel ráadásul a terhelés függvényében dinamikusan is változik a (2-16) egyenlet szerint, ami további pontatlanságokat okozhat. A diffúzorsűrűség a regresszió során közvetlenül nem befolyásolja egyik módszert sem, az ettől függő

matematikai tagok semlegesíthetőek. Viszont Dold és Fairlamb módszerében a mért diffúzorspecifikus léghozamot át kell számítani felületi gázsebességre. Ha a diffúzormodellt a konténerrendszertől elvonatkoztatott hagyományos, fele olyan sűrű borítottságra kalibráljuk (vagyis a diffúzor-léghozamhoz képest fele akkora gázsebességre); a konténertelepen 4%-kal hatékonyabbnak becsült, enyhén alultervezett fűvőrendszert eredményezhet. A konténer mélysége helyetti standard tesztvízmélység [106] használata – a hidrosztatikai nyomás és az oxigéntelítettség által – szintén beavatkozott a k_La -alapú modell működésébe, 10% eltérést okozva.

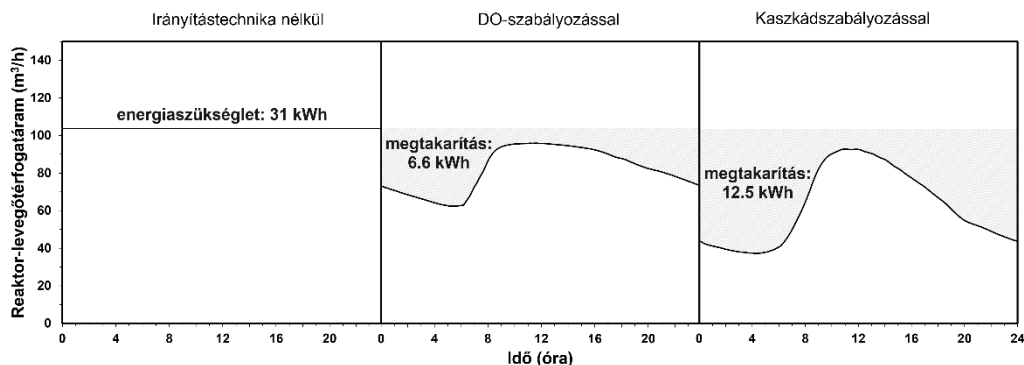
2.8. táblázat: Empirikus diffúzormodellek hibaforrásai a terepi viszonyoktól eltérő regresszióból, 25 m³/d fajlagos levegőhozam mellett (saját szerkesztés)

Regresszió alapja	Saját modell			Dold-Fairlamb			Hur		
	SSOTE (%/m)	SOTE (%)	Hiba	SSOTE (%/m)	SOTE (%)	Hiba	SSOTE (%/m)	SOTE (%)	Hiba
Terepi (18,8 V/V%; 0,004 m ² /m ² ; 2 m)	2,43	4,12	–	2,39	4,07	–	2,23	3,79	–
Légköri oxigén-tartalom (21 V/V%)				2,15	3,66	-10,0%			
Konzervatív diffúzor-sűrűség (0,002 m ² /m ²)	2,43	4,12	0%	2,49	4,23	4,0%	2,23	3,79	0%
Standard vízmélység (4,5 m)	2,43	4,12	0%	2,15	3,65	-10,2%	5,49	9,34	147%

Hur *SOTE*-alapú modellje nem függ a telítéstől, viszont abszolút beoldódási hatékonyságot számít. Tehát, ha ezt a módszert kalibráljuk a standard vízmélységnek megfelelően, a jelentősen sekélyebb konténereljárásra extrapolálva szinte másfélszeresen túlbecsüli az *SOTE*-t, ami a fűvók komoly alultervezésével jár. Ezeknek ismeretében, a korábbi empirikus módszerek alkalmazása odafigyelést és munkaidőt igényel, továbbá egyes fizikai paramétereket mindig az adott szennyvízkezelő rendszer méreteinek (nem pedig a gyártói tesztelésnek) megfelelően kell specifikálni. Egységes diffúzormodellünk viszont teljesen független ezektől a paraméterektől és nem okoz hibát, ha nem a terepi körülmények szerint van kalibrálva.

Ezt követően saját verifikált *SSOTE*-modellünkkel szimuláltuk a konténertelep teljes egynapos levegőszükségletét az oxigénellátás eltérő komplexitású automatizálási szintjeivel. A reaktorokba maximálisan bejuttatható levegőáramot úgy szabtuk meg, hogy a 2.13 ábra szerinti pesszimista fűvótervezés csúcsleghozamát lefedje – ezáltal ki tudjuk értékelni a hagyományos és manuális levegőellátáshoz képest elérhető energiaköltség-megtakarítást. A 2.15. ábra a levegőtérfogatóáram-profilokat mutatja be különböző levegőztetési stratégiák alkalmazása mellett, kiegyenlített vízhozamot feltételezve. Frekvenciaszabályozás és irányítástechnika

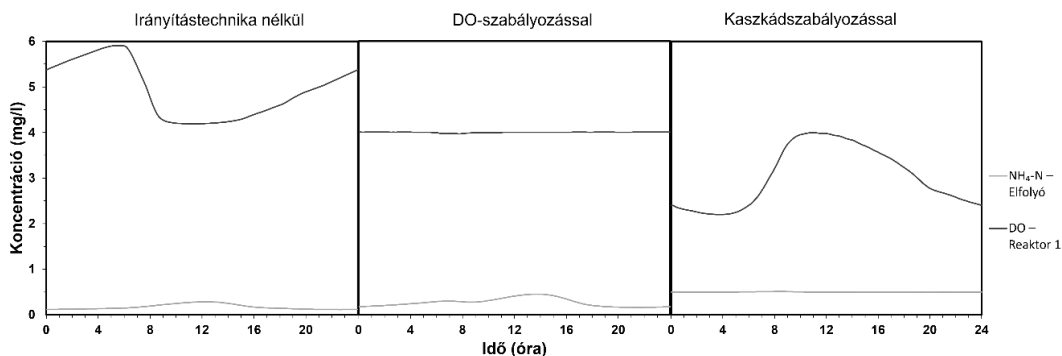
nélkül a kompresszor a méretezés szerinti maximális, konstans teljesítményen üzemel a napi terhelésingadozástól függetlenül, hogy a csúcskövetelményeket is ki tudja elégíteni. Az első reaktorcellában elhelyezett DO-szonda által vezérelt oldottoxigén-szabályozás már lényegesen hatékonyabb: a levegőigény csak a csúcsterheléses időszakokban emelkedik, ám jóval mérsékeltebb, mint az irányítás nélküli esetben.



2.15. ábra: Léghozamprofilok eltérő levegőztetési stratégiákkal (saját szerkesztés)

A tisztított víz ammóniumkoncentrációjára támaszkodó kaskádszabályozás továbbfejlesztett megközelítés, amely a levegőmennyiséget kizárólag a nitrifikáció oxigénigényének növekedésekor emeli meg, így minimalizálva a túllegegőztetést – ezzel szemben a másik két scenárió felesleges energiabevitelt eredményez. A görbék alatti területek arányosak a napi levegőztetési energiaszükséglettel, és a 2.15. ábrából az következik, hogy a kaskádszabályozás okozza a legnagyobb megtakarítást.

Ha párhuzamosan vizsgáljuk az ammónium- és oldottoxigén-koncentrációk alakulását (2.16. ábra), a legnagyobb ingadozást az irányítástechnika nélküli változat produkálja. Csúcsterhelés időszakában a DO lecsökken, ez az oxigéntranszport lassulását okozza a sejtek felé, az elfolyó ammóniumkoncentráció emelkedik, miközben szükségtelenül magas, 4–6 mg/l DO-t tapasztalunk a tisztított vízben.



2.16. ábra: Ammónium-nitrogén és DO koncentrációja a különböző levegőztetési stratégiákkal (saját szerkesztés)

DO-szabályozással 4 mg/l oldottoxigén-koncentráció mellett már <0,5 mg_N/l ammóniumkoncentráció érhető el, míg a kaszkádszabályozás – 0,5 mg_N/l ammónium-nitrogén célérték mellett – stabil üzemeltetést biztosít kisebb energiaigénnyel.

2.9. táblázat: A szabályozási stratégiák főbb paraméterei (saját szerkesztés)

Paraméter	Irányítástechnika nélkül	DO-szabályozással	Kaszád-szabályozással	Mértékegység
Átlagos DO – Reaktor 1	4,9	4,0	3,0	mg/l
Átlagos elfolyó NH ₄ -N	0,17	0,27	0,50	mg/l
Átlagos vízvonal léghozam	103,7	81,7	62,0	m ³ /h
Fúvó energiaszükséglet	31,1	24,5	18,6	kWh
Energiaköltség-megtakarítás		21%	40%	

Összefoglalva, irányítástechnika hiányában a konzervatív módszerrel túlméretezett fúvó frekvenciavezérlés nélkül maximális teljesítményen üzemel, ami jelentős túllegeőztetéssel jár a biológiai fokozatban. Ezzel szemben a verifikált diffúzormodellünk szerint hangolt DO-szabályozás 21%-os energia-megtakarítást tesz lehetővé a vízvonal levegőztetési költségeinél, míg a kaszkádszabályozás – a tisztított víz ammóniumkoncentrációjának célértéken tartásával – optimális oxigénszintet biztosítva akár 40%-os költségcsökkentést jelent (2.9. táblázat).

2.7. RÉSZKÖVETKEZTETÉSEK

Az oxigénátadási hatékonyság számítására újszerű módszertant alkottunk. **Az SSOTE előrejelzése a diffúzorok darabszámára vonatkoztatott fajlagos levegőhozam monoton függvényeként valósul meg.** Az egyedi diffúzortesztekhez kalibrált oxigénbevitel (SOTE) nem függ egy adott vízmélységtől.

Ez a módszer **egybefoglalja a finombuborékos diffúzorok** működési jellegzetességeit, mely szerint az SSOTE a légáramlás növekedésével egyidejűleg jelentősen csökken, **és a durvabuborékos levegőztetők viselkedését** – amelyeknél az SSOTE növekvő tendenciát mutat a levegőfluxus növekedésével.

A konténeres szennyvíztisztító rendszerek értékes infrastruktúraelemeket jelenthetnek katonai táborok számára, ahol a gyors telepítés és a nagyhatásfokú szennyvízkezelés kritikus fontosságú. Ezek a mobilis, kompakt rendszerek biztosítják a szennyvíz hatékony tisztítását, lehetővé téve a kezelt víz biztonságos visszavezetését a környezetbe. A rendszerek folyamattervezéséhez és optimalizálásához anyag- és energiamérleg alapú modelleket alkalmaznak, amelyekkel a levegőztetési igény

minimalizálható. Modelljeink figyelembe veszik a dinamikus oxigénbeoldódási hatékonyságot (az SOTE és az α -tényező változásait), valamint a változó szennyvízminőséghez és terhelési profilokhoz alkalmazkodó szabályozási stratégiákat, ezáltal jelentősen növelve a telepek üzemeltetési költség hatékonyságát.

A matematikai modellezés keretében három különböző scenáriót vizsgáltunk a felületi gázsebesség változásainak meghatározására egy konténeres szennyvíztisztító telepen, kiegyenlítő medence alkalmazásával és anélkül, valamint centralizált telephez viszonyítva. Az eredmények szerint a reggeli csúcsvízfogyasztási időszakban mindhárom esetben hirtelen megemelkedik a levegőszükséglet, ám a kiegyenlítő medence használata mérsékli a csúcsértékeket; ugyanakkor a decentralizált konténertelep nagyobb ingadozásoknak van kitéve, különösen az esti órákban, amikor a levegőhozam-profil élesebben csökken. A kiegyenlítő tartály hiánya akár 8%-kal is növelheti a maximális fúvó-teljesítményszükségletet, ami jelentős beruházási és üzemeltetési költségkülönbséget eredményez.

További modellkísérletek eredményei azt igazolják, hogy a reaktor levegőztetéséhez szükséges térfogatáram dinamikus szabályozása DO-vezérelt stratégiával jelentős előnyökkel jár. Frekvenciaváltók és irányítástechnika nélküli rendszerekben a kompresszort állandó maximális teljesítményre kell beállítani a napi csúcsterhelés fedezéséhez, ami jelentős túlvegőztetést és energiafogyasztást eredményez – különösen a konzervatívan pesszimista fúvótervezéssel. DO-szabályozás alkalmazásával a levegőigény csak a tényleges szükséglet függvényében – elsősorban csúcsterhelés idején – emelkedik, jóval kisebb mértékben.

A kaszkádszabályozás megközelítése az ammónium-nitrogénkoncentráció visszacsatolásával kizárólag a nitrifikáció oxigénigényének növekedésekor emeli a levegőmennyiséget, biztosítva a stabil üzemeltetést és minimalizálva a felesleges energiabevitelt. A szimulációk szerint DO-szabályozással 21%-os, ammónium-vezérelt kaszkádszabályozással pedig akár 40%-os levegőztetési energiaköltség-megtakarítás érhető el a vízvonalon, eközben a tisztított víz ammóniumkoncentrációja célértéken tartható. A rendszerek hatékonysága azonban a szabályozási paraméterek pontos finomhangolásától is függ, ami további kutatások tárgyát képezi.

Összegezve, **a dinamikus előrejelzéssel kiegészített DO- és ammónium-vezérelt kaszkádszabályozás jelentős költségmegtakarítást tesz lehetővé.** A kiegyenlítő medence használata kis kapacitású rendszerben nagyobb megtakarítást jelent a nagy kapacitású telephez képest.

3. A SZENNYVÍZ-ÖSSZETEVŐK OXIGÉNBEVITELRE GYAKOROLT HATÁSAINAK ELŐREJELZÉSE

A szennyvíz levegőztetése a gáztranszport-elmélet egyik tipikus gyakorlati alkalmazása, amely alapvető a levegőztetett biológiai folyamatok tervezése és elemzése során. Az elmélet pontos alkalmazását azonban nagymértékben korlátozza a tiszta és a szennyezett rendszer (pl. levegő–tiszta víz és levegő–szennyvíz) közötti átmenet kezelése. Ennek oka, hogy a számos szennyező komponens pontos összetétele jellemzően ismeretlen, ezért a modellezés pontossága korlátozott.

A szennyezőanyagok gázátadásra gyakorolt mennyiségi leírása és előrejelzése közel egy évszázada kutatás tárgya [24] [107]. A gáz-folyadék anyagátadás dinamikus jellege közvetlenül befolyásolja a szennyvíztisztítás tényleges levegőigényét, amely az üzemeltetési költségek meghatározó tényezője. Ugyanakkor hatással van a berendezések méretezésére és ezáltal a beruházási költségekre is, mivel meghatározza a csúcsterheléshez szükséges levegőmennyiséget.

3.1. SZENNYEZŐ KOMPONENSEK HATÁSA A GÁZ-FOLYADÉK ANYAGÁTADÁSRA

A levegőztető rendszerek a szennyezőanyag-mentes vízfázisban való teljesítményük alapján jellemezhetők, amit a standard oxigénbeviteli hatásfok (*SOTE*, %) és a standard oxigénbeviteli sebesség (*SOTR*, kg_O/h) definiál. Ezeket a dimenziómentes α -tényező és a szintén dimenziómentes diffúzor-eltömődési tényező (*F*) segítségével korrigálják az üzemi körülményekhez [55]. A tervezési fázisban az *SOTE* meghatározása a diffúzorok gyártójának és egy független ellenőrnek a feladata, míg az α és *F* tényezők becslése a tervezőmérnökök kompetenciájába tartozik.

Az *SOTE* mérésének szabványosított vizsgálati eljárásai [88] révén a bizonytalanság a kísérleti hibára korlátozódik. Ezzel szemben az α és *F* tényezők meghatározására irányuló kutatások máig nem képesek számottevően csökkenteni a tervezési bizonytalanságot. Ennek oka nem a módszertani hiányosság, hanem a tényezők meghatározásának összetett természete. Az α -tényező a tisztavízes és a szennyezett vízben mért oxigénátadás aránya ($\alpha = \alpha_{SOTE}/SOTE$), így egyetlen paraméterbe (vagy változóba) sűríti a szervesanyag-terhelés és a szennyvízösszetétel okozta bizonytalanságot. Ezzel szemben az *F* tényező telephely-specifikus, mivel függ

többek között a biofilm tapadásától és növekedésétől [108], a szerves csapadékoktól [109] [110], valamint a diffúzor anyagának degradációjától [111] [112].

Mindazonáltal a szennyvíztisztító telepeken végbemenő oxigénátadási folyamatok az említett tényezők együttes, multiplikatív hatásának eredőjeként írhatók le ($\alpha \cdot F \cdot SOTE = \alpha F SOTE$). Ez az összetett, egymásra ható kapcsolat arra készíti a kutatókat és a tervezőmérnököket, hogy elkülönítsék az egyes tényezők önálló hatását, mivel a tervezési folyamatban meghatározásuk eltérő mechanizmusokon alapul [21].

Az 1.3. ábra szemrevételezéssel megállapítható, hogy az oxigénátadási tényezők dinamikájában az F érték rövid távon alig változik, míg α mutatja a legnagyobb ingadozást. Ez utóbbi felelős leginkább a gátolt oxigénoldódásért, és egyben a terhelési viszonyok változásaira is a legérzékenyebben reagál [22]. E hatás nemcsak a napi ingadozásokban, hanem a munkanapok és hétvégi napok közötti szennyvízkezelési különbségekben is megmutatkozik. Az α -tényező háttére a szennyvízben jelen lévő komponensekhez és a levegőztető berendezések típusához kapcsolódik, különös tekintettel a felületaktív anyagok és a buborékméret közötti összefüggésekre, amelyeket már a korai kutatások is részletesen vizsgáltak [24] [25].

Tapasztalati adatok szerint az oxigénátadás hatásfoka egyértelműen csökken a szerves szennyezők növekvő koncentrációjával, ami az α -tényező és az oldott KOI, valamint a kolloidális KOI közötti összefüggéssel magyarázható [27] [37].

Az α -tényező kapcsolatban áll a biológiai tisztítás során kialakuló és fenntartott biomassa korával (SRT), mivel az oxigénátadást gátló komponensek eltávolításáért felelős folyamatok kinetikai jellemzői ezzel összefüggésben változnak [55]. Ennek következtében α értéke a hidraulikai terheléssel együtt változik, ami fordítottan arányos a dinamikus SRT-vel. Ez azt jelenti, hogy minél nagyobb a belső recirkuláció mértéke egy technológiai soron, annál kiegyenlítettebb az α -eloszlás, azaz laposabb a gradiense, amit a terheléseloszlás következtében a diffúzorok méretezésénél is szükséges figyelembe venni [28].

A 3.1. ábra egy kis kapacitású aerob biofilmes medence első két reaktorcelláját mutatja, ahol az első egy kötött hordozóval kis százalékban kitöltött, enyhén levegőztetett szelektorként¹⁸ funkcionál, ezáltal az ezt követő főáramú mozgóágyas reaktorcellát védi a nagy szervesanyag-terhelésű időszakokban. Mivel az első térrészben ezért jóval kevesebb a biomassa és rövidebb az SRT, szemmel

¹⁸ Szelektor: A biológiai tisztítótér elején elhelyezett kisebb, elkülönített zóna, ami mesterségesen specializált körülményeket teremt adott mikrobacsoportok kiválasztódásának és tisztítási folyamatainak

láthatóan zavarosabb a kezelendő szennyvíz, ami részben a kolloidális és oldott biodegradálható szerves anyagoknak köszönhető [113]. A gyakorlatban javarészt ezen szennyezők részcsoportja hat ki a kezelendő víz egyre javuló oxigénbeviteli képességére a medencék sorba kötött térrészei mentén, a lebomlásuk mértékének megfelelően [37]. Egy enyhébb színátmenetű zavarossági gradiens a 2.3. ábra egyenletesebb terheléseloszlású reaktorkaszkádjában is megfigyelhető.



3.1. ábra: Oxigénbevitt lerontó és zavarosságot okozó szerves anyagok jelenléte egy nagyterhelésű szelektorbán (saját fotó [71] alapján)

A levegőztetés nélküli szelektorok jelenléte a technológiai vonalon általában kedvezően befolyásolja az α -tényező értékét. Ennek oka, hogy a felületaktív anyagok hajlamosak a levegőbuborékok felületén feldúsulni, így biológiailag nehezebben hozzáférhetők és lebonthatók. Az aerob folyamatok, amelyek közvetlenül az oxigént használják elektronakceptorként, különösen érzékenyek erre a jelenségre [28] [114].

A diffúzorok mélysége szintén hatással van a levegőztetett medencék helyi α -értékére [115]. A buborékfelületen történő tenzid-felhalmozódás, valamint a stabil gátfilmképződés a buborék hosszabb tartózkodási idejével fokozódik, amíg bizonyos megtett távolság fölött meg nem közelíti a stacioner állapotot [29] [116].

A reaktorban növekvő lebegőanyag-koncentrációval az α értéke csökken, mert a kevert folyadék viszkozitása növekszik, és annak nem-Newtoni viselkedése fokozódik. Ez a jelenség elősegíti a légbuborékok koaleszcenciáját, ami különösen jól megfigyelhető a membrán bioreaktorok és az aerob iszapstabilizációs tartályok tipikus biomassza-koncentráció (MLSS) tartományában [30] [117] [118].

Ugyanakkor 4 kg/m^3 alatti iszapkoncentráció esetén a tisztítótelepek jellemzően rövidebb iszapkorral üzemelnek. Ilyen körülmények között az α -tényezőt elsősorban a gáz-folyadék határfelületen feldúsulni képes felületaktív anyagok mennyisége határozza meg [33].

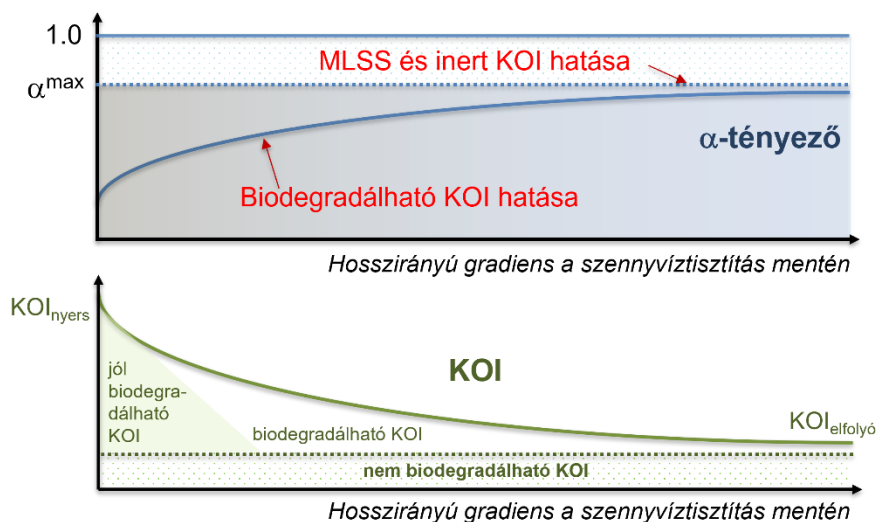
Korábbi kutatási törekvések arra irányultak, hogy az α -tényező dinamikus természetét algebrai összefüggések segítségével írják le. Az első ilyen modellek az SRT, a levegőáram és a bemerülési mélység függvényében adtak becslést [31] [115]. Egyes modellek az SRT és a biomassza szerves részének (MLVSS) együttes hatását is figyelembe vették az összefüggéseikben [32]. Más megközelítések az összes KOI [34], illetve annak oldott formában lévő koncentrációjához való közvetlen, negatív korrelációt alkalmaztak [35] [36].

A rendelkezésre álló empirikus modellek alkalmasak lehetnek a telepszintű átlagos α -tényező becslésére. Ugyanakkor az α értéke nemcsak telepenként, hanem reaktoronként és reaktorhosszon belül is változik, hasonlóan az oxigénfelvételi sebességhez (*OUR*), mivel mindkettőt befolyásolja a szennyezőanyag-terhelés. Azonban α és az *OUR* között nincs közvetlen összefüggés, mivel eltérő hatások mozgatják dinamikájukat: míg az *OUR*-t az összes biológiailag bontható KOI- és ammóniumterhelés vezérli, addig az α -t döntően a felületaktív anyagok, azaz a biológiailag bontható KOI frakció kis részhalmaza befolyásolja [37].

A korábbi kutatások azonban nem foglalkoztak kellő mélységben azokkal a kinetikai és anyagmérleg-alapú jelenségekkel, amelyek valójában meghatározzák az α -tényező térbeli és időbeli változásainak alakulását. A környezeti és üzemeltetési feltételek összetett hatásai alapvető fontosságúak az α -tényező pontos előrejelzésében, mely a szennyvíztisztító telepek tervezésének és üzemeltetésének alapvető eleme [4].

3.2. MATEMATIKAI MODELLFEJLESZTÉS AZ OXIGÉN BEOLDÁSÁNAK DINAMIKUS ELŐREJELZÉSÉRE

Az α -tényező dinamikus előrejelzésére javasolt koncepció „tipikus” vagy „átlagos” szennyvíz komponensek tulajdonságait veszi alapul. Ahogyan ez a komponens a technológiai folyamat során az eleveniszap-pelyheken megkötődik és biodegradálódik, α értéke fokozatosan növekszik, amelynek leegyszerűsített folyamatát a 3.2. ábra szemlélteti.



3.2. ábra: Az α -tényező és a KOI-frakciók változása a medence mentén (saját szerkesztés)

A biológiai tisztításért felelős reaktoregységekben jelen lévő felületaktív anyagok hatásának számszerűsítésére a dinamikus α -tényező korábbi definícióját – amelyet a KOI [34] vagy biodegradálható KOI függvényében adtak meg [35] [36] – továbbfejlesztettem és új állapotváltozót, az ún. „alfa-indikátort” (S_{ALPHA}) vezettem be. Ez a dimenziómentes indikátor kifejezetten arra szolgál, hogy figyelembe vegye az oxigénátadást gátló szennyezőanyagok terhelését a szennyvíztisztító telep egyes technológiai egységeiben, valamint ezek átalakulását azokban az egységekben.

A teljesen kevertnek feltételezett tartályban az alfa-indikátor időbeli változását egy komponensegyenleg írja le az (3-1) egyenlet szerint – amely a (2-11) folyadékfázisú mérlegegyenletből kiindulva fejthető ki erre az állapotváltozóra.

$$\frac{dS_{ALPHA}}{dt} = \frac{Q_{S_{ALPHA},in} - Q_{S_{ALPHA},out} + rate_{S_{ALPHA}}}{V_r} \quad (3-1)$$

Az alfa-indikátorból képzett terhelés-jellegű mennyiséget a reaktorba befolyó folyadékáramra az alábbi módon kapjuk a (3-2) egyenlettel.

$$Q_{S_{ALPHA},in} = Q_{in} \cdot S_{ALPHA,in} \quad (3-2)$$

Hasonlóan a reaktorból elfolyó alfa-terhelést a (3-3) egyenlet mutatja. (Az utóbbi két említett egyenlet a (2-12) és a (2-13) általános formából képeztük.)

$$Q_{S_{ALPHA},out} = Q_{out} \cdot S_{ALPHA} \quad (3-3)$$

Az alfa-indikátor kinetikai reakciósebessége a felületaktív anyagok eltávolítási folyamatát jellemzi, és a (3-4) és (3-5) egyenletekben $rate_{SALPHA}$ formában szerepel. Hasonló módon számítható, mint bármely biokinetikai mátrixból (akár a 7. sz. melléklet Gujer-mátrixából) származtatott állapotváltozó sebességi kifejezése (a (2-15) és (2-14) generalizált egyenletek analógiáján). A számítás a sztöchiometrikus együttható (v_{SALPHA}) és a folyamatsebesség (r_{SALPHA}) szorzataként történik, ahol v_{SALPHA} együttható értéke 1. Ez az érték azt fejezi ki, hogy az indikátor pozitív irányú változást mutat (egy telítési érték felé, amely aszimptotikus határként értelmezhető).

$$rateQ_{SALPHA} = V_r \cdot rate_{SALPHA} \quad (3-4)$$

$$rate_{SALPHA} = v_{SALPHA} \cdot r_{SALPHA} \quad (3-5)$$

A felületaktív anyagok eltávolítására vonatkozó folyamatsebesség függ az alfa-növekedési ütemtől (q_{ALPHA,O_2}), amely az MLVSS-koncentrációval korrelál, vagyis minél nagyobb az iszap tartózkodási ideje, annál nagyobb mértékű alfa-indikátor növekedés érhető el. Ez összhangban áll több kutató megfigyeléseivel, miszerint az α -tényező az eleveniszapos folyamatokban az MLVSS növekedésével javul [31] [32] [115]; a tenzidek biomasszához való szorpcióját hivatott figyelembe venni. Az alfa-indikátor változásának hajtóerejét az indikátor telítési értéke (alapértelmezetten 1, a tiszta vizet feltételezve) és a tényleges érték közötti különbség határozza meg a (3-6) sebességegyenletben, amelyet tovább finomít egy csillapító tag.

$$r_{SALPHA} = q_{ALPHA,O_2} \cdot X_{VSS} \cdot damp_{ALPHA} \cdot (S_{ALPHA,sat} - S_{ALPHA}) \quad (3-6)$$

A folyamatsebesség q_{ALPHA,O_2} tagja a q_{ALPHA} kinetikai modellparaméterből levezethető a (3-7) egyenlet szerint, amelyet az inverz DO-telítési tagjával korrigálunk az anaerob vagy anoxikus körülmények α -tényezőt megemelő hatásának figyelembevételéhez. Ez a korrekció a nem levegőztetett reaktorok kedvező hatásait célozza a felületaktív anyagok szorpciójában, amelyek különben a levegőbuborékok felszínén halmozódnának fel [28] [114]. Ennélfogva a q_{ALPHA,O_2} érték a maximális 0 mg_{O₂}/l-nél, majd az aerobitás növekedésével fokozatosan q_{ALPHA} irányába csökken.

$$q_{ALPHA,O_2} = q_{ALPHA} \cdot \left((1 - f_{O_2,max,ALPHA}) \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2,ALPHA} + S_{O_2}} + f_{O_2,max,ALPHA} \right) \quad (3-7)$$

A (3-8) kifejezés általi numerikus csillapítás azért szükséges, mert α javulása az iszap tartózkodási idővel nem elsőrendű¹⁹ telítési kinetika szerint következik be. Bizonyos alfa-indikátor / telítési érték arány felett ez a tag korrigálja a növekedés ütemét, ellensúlyozva az egyébként hiperbolikus növekedést a telítési érték felé.

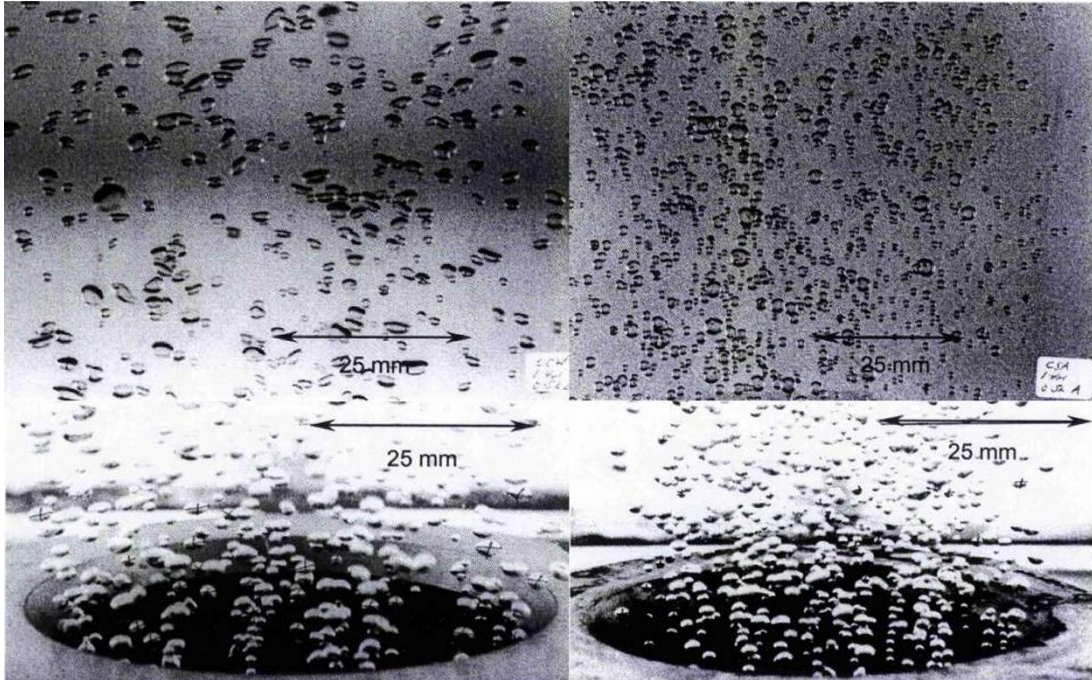
$$damp_{ALPHA} = 1 + coeff_{damp,ALPHA} \cdot \frac{S_{ALPHA}^{pow_{damp,ALPHA}}}{S_{ALPHA,sat}} \quad (3-8)$$

Maga az α -tényező az (3-9) összefüggés szerint számított változó, amelyet az alfa-indikátorból vezetünk le a mélységhez és MLSS-koncentrációhoz tartozó helyi (reaktorspecifikus) korrekciós tagok figyelembevételével.

$$\alpha = S_{ALPHA} / corr_{h_{diff},\alpha} \cdot corr_{TSS,\alpha} \quad (3-9)$$

Elméletben a modell alfa-indikátora a felületaktív anyagoknak – a 3.3 ábrával magyarázott – buborékfelületek menti gátfilm-képződését reprezentálja stacionárius állapotban, ezért az adott mélységre jellemző α -tényezőt a (3-10) mélységkorrekciós taggal kell visszafelé számolni az indikátorból.

$$corr_{h_{diff},\alpha} = (S_{ALPHA} - 1) \cdot e^{sl_{h_{diff},\alpha} \cdot h_{diff}} + 1 \quad (3-10)$$



3.3. ábra: Anionos tenzidek buborékokra kifejtett hatásai (baloldalt tiszta víz, jobboldalt tenzid hozzáadva; alul a diffúzor felszíne; felül 35 cm-rel fölötte) [119]

¹⁹ Elsőrendű kinetika: a reakció sebessége közvetlenül arányos a komponens aktuális koncentrációjával

A 3.3 ábra alsó vízalatti fényképein, a kerámiadiffúzorok felületéhez közel szinte azonos átmérőjű buborékképződést láthatunk. Viszont akár 0,35 m magasságban már tapasztalhatjuk a felületaktív anyagok hatásait: bal oldalon a tiszta vízben változatlan a buborékméret, jobboldalt viszont látványosan kisebb a tenzidadagolás következtében – a felületi feszültség csökkenése miatt. Ugyan ez önmagában hatékonyabb anyagátadást jelentene, viszont az eközben kialakuló gátfilm jelentősen növeli a buborékok folyadékoldali ellenállását és lerontja α -t [5] [55].

Az MLSS-koncentráció α -értékre gyakorolt hatása nem a felületaktív anyagokkal áll közvetlen összefüggésben, ezért külön kezelendő az alfa-indikátor változásaitól. Erre exponenciális korrekciós tag szolgál a (3-11) kifejezés alapján, amelynek meredeksége ($sl_{TSS,\alpha}$) eltérő durvabuborékos levegőztetőknél, így a modell figyelembe veheti a hidrodinamikai sajátosságokból fakadó torzult és egyenetlen buborékalakok által meghatározott anyagátadási felületeket – és az ehhez kapcsolódó α -tényezőket – a finombuborékos diffúzorokhoz képest [25] [114].

$$corr_{TSS,\alpha} = e^{sl_{TSS,\alpha} \cdot X_{TSS}} \quad (3-11)$$

Felületi mechanikus levegőbevitel esetén nincsen szükség diffúzormélység-korrekcióra, itt azonban az MLSS összetetten befolyásolja α értékét; egyrészt az enyhe viszkozitásnövekedés kedvezően hathat a felületi felporlasztásra és cseppképződésre illetve a bekevert buborékok aprózódására, másrészt a magas iszapkoncentráció növeli a buborékméretet [120] [121]. Tehát a mechanikus levegőztető berendezésekre másodrendű nonlinearis szárazanyag-korrekciót alkalmazunk a (3-12) tag szerint.

$$corr_{TSS,\alpha} = coeff_{lead,TSS,\alpha} \cdot X_{TSS}^2 + coeff_{lin,TSS,\alpha} \cdot X_{TSS} + const_{TSS,\alpha} \quad (3-12)$$

Az alfa-indikátor értéke a szennyvíz tenzidtartalmától függ. Ha az indikátor értéke 1, a tiszta vizet jellemzi. A befolyó víz esetén duplaexponenciális függvény képviseli az indikátor és a szűrt KOI összefüggését – a (3-13) korreláció szerint.

$$S_{ALPHA} = \frac{max_{ww,SCCOD,ALPHA} - min_{SCCOD,ALPHA}}{1 + e^{(SCCOD - K_{I,SCCOD,ALPHA}) \cdot sl_{SCCOD,ALPHA}}} + min_{SCCOD,ALPHA} + corr_{cw,SCCOD,ALPHA} \quad (3-13)$$

A híg szennyvízminták figyelembevételére szolgáló módszerként a (3-14) egyenletben leírt exponenciális tisztavíz-korrekciós taggal egészítjük ki az inverz szigmoid-típusú alapfüggvényt.

$$corr_{cw,SCCOD,ALPHA} = (1 - max_{ww,SCCOD,ALPHA}) \cdot e^{-exp_{cw,SCCOD,ALPHA} \cdot SCCOD} \quad (3-14)$$

A modell alkalmazásainak bemutatására a Sumo21 szimulációs szoftverben a Nemzetközi Vízügyi Szövetség BSM1²⁰ (Benchmark Simulation Model 1) tesztkonfigurációjának módosított változatát alkalmazzuk [23], és ezzel értékeljük a prediktív α -modellezéssel elérhető beruházási- és üzemeltetési költségmegtakarításokat; a hagyományos megközelítésben konstans vagy táblázatos előre ütemezett α -beállításokhoz képest, pontosabb fűvóméretezés, szabályozási stratégia és teljesítményigény biztosításával.

A kiválasztott technológiai séma olyan szimulációs referenciatelep, amely viszonylag egyszerű, szabványos szennyvíztisztító létesítményt határoz meg a definiált befolyó terhelésekkel, és amelynek célja a rendszer teljesítményének értékelése egy adott kritériumrendszer szerint. A BSM1 üzem egy öt részre tagolt eleveniszapreaktor-kaszkádot tartalmaz, amely a biológiai nitrogéneltávolítás eléréséhez széles körben elfogadott elrendezés, két levegőztetés nélküli (anoxikus) és három levegőztetett (aerob) zónából áll. A reaktorkaszkad után utóülepítő látja el a fázisszétválasztást [23]. A 3.1. táblázat foglalja össze a referencialétesítmény főbb jellemzőit, az átlagos száraz időjárási körülményeknek megfelelően.

3.1. táblázat: BSM1 rendszer fő bemenő paraméterei (saját szerkesztés [23] alapján)

Paraméter	Érték	Mértékegység
Nyers szennyvíz		
Vízhozam	18 446	m ³ /d
Hőmérséklet	20	°C
Szervesanyag-tartalom	360	mg KOI/l
Oldott szervesanyag-tartalom	144	mg KOI/l
Összes nitrogén	47	mg N/l
Ammónium-nitrogén	30	mg N/l
Műtárgyak		
Anoxikus 1 zóna térfogat	1 000	m ³
Anoxikus 2 zóna térfogat	1 000	m ³
Aerob 1 zóna térfogat	1 333	m ³
Aerob 2 zóna térfogat	1 333	m ³
Aerob 3 zóna térfogat	1 333	m ³
Utóülepítő felület	1 500	m ³
Utóülepítő vízmélység	4	m

²⁰ BSM: Számítógépes modellek családja, amelyet szennyvíztisztító telepek teljesítmény-értékelésére fejlesztettek ki, standardizált eleveniszapos modellkonfigurációkra alapozva

A terhelési paraméterek a BSM1 szabványos bemeneteiként használt adatok. A referencia-adatbázis egy közepes kapacitású eleveniszapos üzem mérései alapján szolgáltat adatokat különböző időjárási viszonyokra [122].

A jelen tanulmány esettanulmányaihoz a standard BSM1 modellkonfigurációhoz képest módosítások szükségesek: a duplaexponenciális ülepedési modellt [123] triplaexponenciális megközelítésre cseréltük [56], amely az iszap tömörödését is figyelembe vette. A BSM1 reaktorkaszád mindhárom aerob rekeszében DO-szabályozást alkalmazunk 2 mg_{O₂}/l célértékkel, mivel a standard BSM1 változatban az előre definiált $\alpha \cdot k_{La}$ értékek (első két aerob zónában 10 1/h) túllegeztetést okoznak. A kezdeti tesztek után megállapítottuk, hogy a három levegőztetett reaktoregység DO-szondákkal és vezérelt levegőszelepekkel való felszerelése költségghatékonyabb, mint a nagyobb fűvók beszerzése a jelentősebb terhelési csúcsok fedezésére. Ezáltal a kisebb terhelésű időszakokban elkerüljük a túllegeztetést. A szimulációk során konstans DO-célértékeket használunk, az elfolyó ammónium-nitrogénre megszabott kibocsátási korlát heti átlagban 1,0 mg_N/l, a megengedett napi maximumérték 4,0 mg_N/l. Mivel a disszertáció a levegőztetett folyamatokra összpontosít, nem cél a teljes nitrogén elfolyóvíz-koncentrációjának optimalizálása.

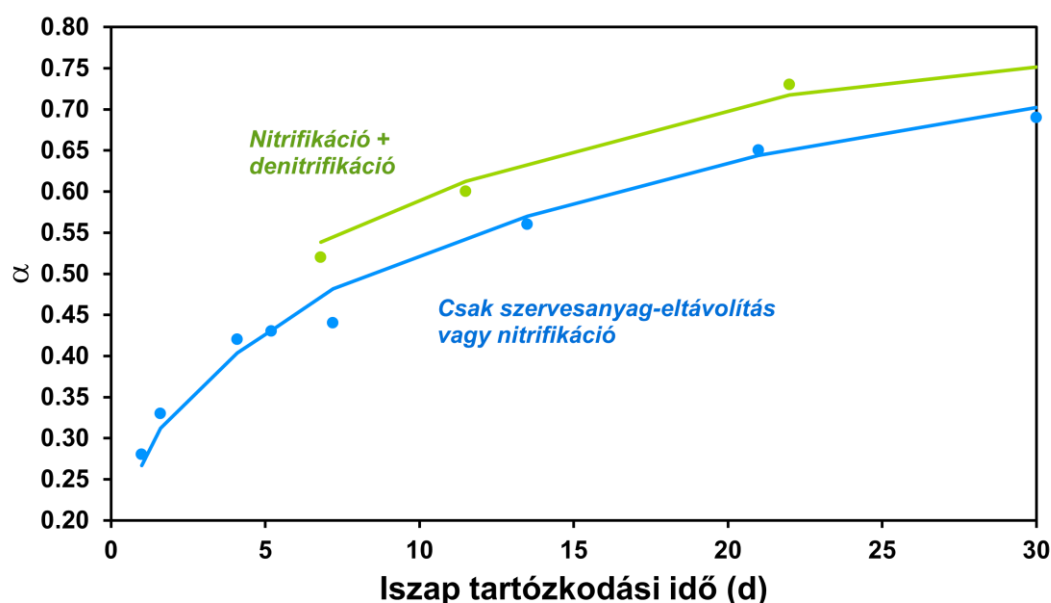
A standard ASM1 biokinetikai modell helyett a MiniSumo modellt választottuk a Sumo21 szimulációs környezetben, a 2. fejezetben tárgyalt gáztranszfer számításokra támaszkodva. A szoftver fűvó- és szivattyúmodelljeivel együtt alkalmas az energiaszükséglet és a kapcsolódó költségek kiértékelésére [56]. A MiniSumo egy egyszerűsített, üzemszintű szimulációkra alkalmas biokinetikai modell, a nitrifikáció és a denitrifikáció mögötti reakciókat egyszerűsítve, egy lépésben írja le, az oxigénszükséglet és a biomassza-termelés becslésére összpontosít. Gáz-folyadék átadási koncepciója a Fick-féle kétfilm-elméletre és a Henry-törvényre alapoz, a levegőztető elemek *SOTE*-előrejelzésével egybekötve. A modellfuttatások során a használt diffúzorokra vonatkozó α -tényezőt (αF , beleértve a fouling-tényezőt is) használtuk – állandó 0,75 értéket rendelve az F -hez. Ez a konstans érték megfelelő rövid modellezési időtávra (pl. 1-2 hónap), a gyakorlatban a diffúzor korának és utolsó karbantartás időpontjának ismeretében célszerű beállítani [39].

3.3. A DINAMIKUS α -MODELL ALKALMAZÁSA

3.3.1. MODELLKALIBRÁCIÓ ÉS -VALIDÁCIÓ

A modell kalibrációjához szükséges illesztésekhez az adatokat levegőztetési off-gas²¹ mérési kampányok [80], tiszta vízzel és szennyvízzel végzett szakaszos kísérletek eredményeiből [29] [121] [124], valamint levegőztetési szakirodalmi forrásokból gyűjtöttem ki [28] [33] [115] [120]. Az adatfeldolgozási protokoll az IWA GMP irányelveinek megfelelően történt [41].

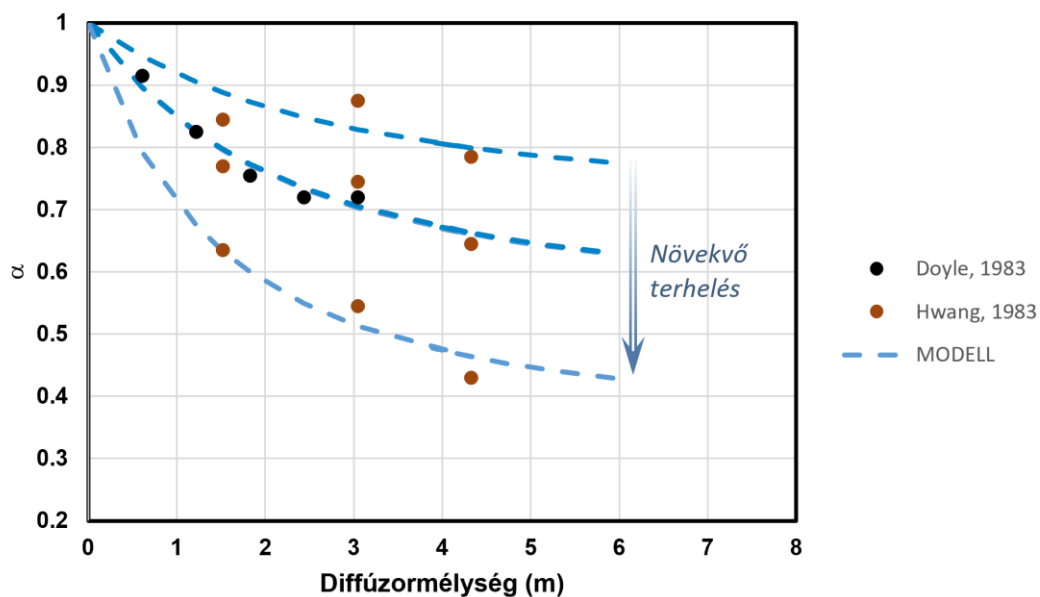
A modellt ezt követően először az újonnan telepített finombuborékos diffúzorokat alkalmazó szennyvíztisztító telepek folyamatos off-gas mérésekből átlagolt α -tényező tesztadataihoz illesztettem [125], és az adott telep SRT értékének függvényében ábrázoltam (3.4. ábra). A legtöbb rendszerben csak aerob környezetet igénylő szervesanyag- és ammóniumoxidáció valósult meg, míg a többi telep esetében nitrifikációs és denitrifikációs folyamatok is lezajlottak. Az itt használt adatok mediterrán éghajlatú létesítményekből származnak.



3.4. ábra: Levegőztetési modellkalibráció – α -tényező és SRT összefüggése (saját szerkesztés)

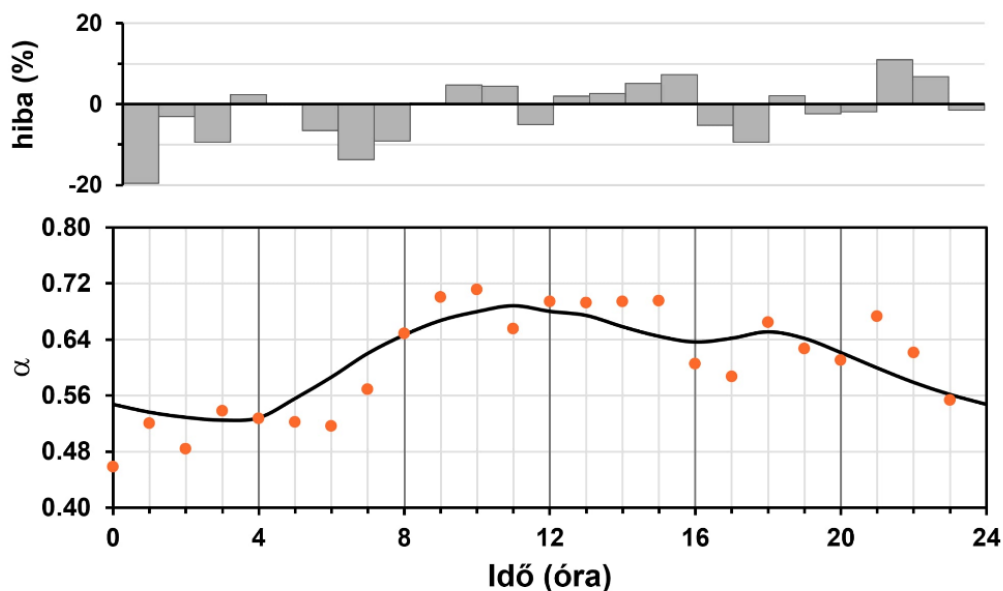
A mélységi (3.5. ábra) és szárazanyag-tartalomhoz kapcsolódó korrekciókat a modellben a tiszta- és szennyvízzel végzett szakaszos kísérletek eredményei alapján finomhangoltuk [88] [125].

²¹ Off-gas teszt: gáz kibocsátási vizsgálat, ahol egy gáznemű komponens mennyiségi meghatározását végzik a reaktor gázfázisában, általában a folyadékfelszínen elhelyezett búra segítségével



3.5. ábra: Levegőztetési modellkalibráció – az α -tényező mélységkorrekciója (saját szerkesztés)

Az α és a befolyó szűrt KOI közötti összefüggést a kaliforniai Simi Valley szennyvíztisztító telepén végzett, levegőtérfogatórámmal súlyozott, napi off-gas mérések alapján módosítottuk [80] [125], amelyet a 3.6. ábra mutat be; a mért és a modellezett kimenetek közötti hibák egyenletes napi eloszlását illusztrálja.



3.6. ábra: α -idősor szerinti modellkalibráció változó szervesanyag-terhelés mellett (saját szerkesztés)

A grafikonokon a pontok a mért adatokat, míg az összekötött vonalak a modell eredményeit jelölik. A kalibrált modellparaméterek értékeit a 3.2. táblázat tartalmazza.

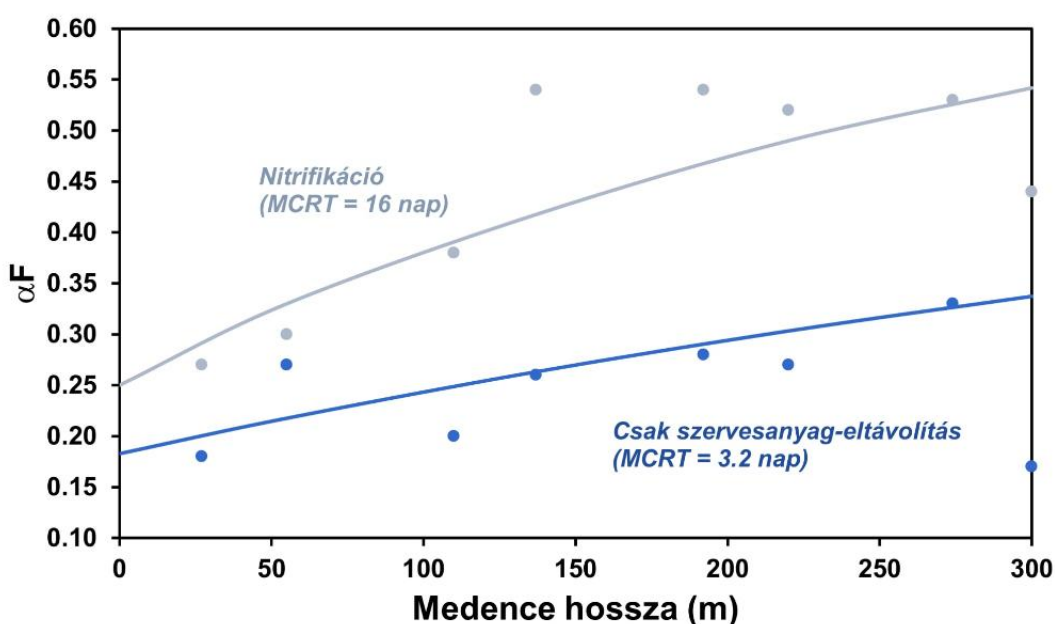
3.2. táblázat: Kalibrált α -modellparaméterek (saját szerkesztés)

Paraméter jelölése	Érték	Mértékegység
$\text{coeff}_{\text{damp},\text{ALPHA}}$	4,2	–
$\text{exp}_{\text{cw},\text{SCCOD},\text{ALPHA}}$	0,05	$\text{m}^3/\text{g}_{\text{KOI}}$
$f_{\text{O}_2,\text{max},\text{ALPHA}}$	2,5	–
$K_{\text{O}_2,\text{ALPHA}}$	0,05	$\text{g}_{\text{O}_2}/\text{m}^3$
$K_{\text{I},\text{SCCOD},\text{ALPHA}}$	162	$\text{g}_{\text{COD}}/\text{m}^3$
$\text{max}_{\text{ww},\text{SCCOD},\text{ALPHA}}$	0,5	–
$\text{min}_{\text{SCCOD},\text{ALPHA}}$	0	–
$\text{pow}_{\text{damp},\text{ALPHA}}$	7,3	–
q_{ALPHA}	0,0014	$\text{m}^3/\text{g}_{\text{VSS}}/\text{d}$
$s_{\text{SCCOD},\text{ALPHA}}$	0,067	$\text{m}^3/\text{g}_{\text{KOI}}$
$s_{\text{hdiff},\alpha}$	-0,29	1/m
$s_{\text{TSS},\alpha}$ (finombuborékok)	-0,0711	$\text{m}^3/\text{kg}_{\text{TSS}}$
$s_{\text{TSS},\alpha}$ (durvabuborékok)	-0,0474	$\text{m}^3/\text{kg}_{\text{TSS}}$
$\text{coeff}_{\text{lead},\text{TSS},\alpha}$ (felületi levegőztetés)	-0.000787	$(\text{kg}_{\text{TSS}}/\text{m}^3)^{-2}$
$\text{coeff}_{\text{lin},\text{TSS},\alpha}$ (felületi levegőztetés)	0.0232	$\text{m}^3/\text{kg}_{\text{TSS}}$
$\text{const}_{\text{TSS},\alpha}$ (felületi levegőztetés)	0.877	–

A modell validációja két szennyvíztisztító telep mérési adatai alapján valósult meg. Először időben állandósult állapotú α -tényező szimulációkat hasonlítottunk össze egy Dél-Kaliforniában található kommunális telepen mért napi átlagolt off-gas teszt eredményeivel [125] – amely nem azonos a kalibrációhoz felhasznált teleppel –, ahol két párhuzamos és független technológiai ágat üzemeltettek különálló iszaprecirkulációval [28]. Mindkettő finombuborékos, kerámiatányéros diffúzorokkal működött, azonos befolyó vízminőséget kezelt, de eltérő térfogati terheléssel; így az egyiket szervesanyag-eltávolításra (vagyis kizárólag szénoxidációra, rövid iszapkorral) üzemeltették, míg a másik nitrifikációval kiegészítve (hosszú iszapkorral) üzemelt.

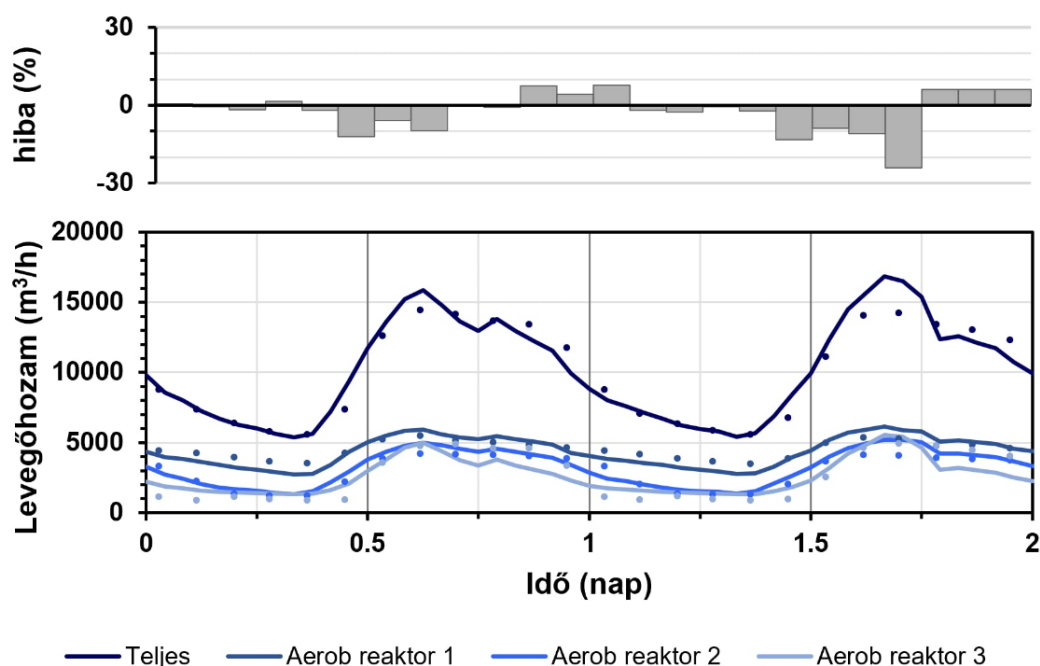
A mintavételi helyeken a mért adatpontok kissé szórtak az ott létrejövő turbulens vízmozgások miatt, mivel áramlástani szempontból a folyamatmodellezés a lokális hidrodinamikai viszonyokat nem veszi figyelembe. Ez a jelenség különösen igaz mind a két rendszer kifolyóban mért alacsony α -értékeire, valamint a hosszú iszapkorral rendelkező ág 130–200 m-es szelvényeiben mért kiugró adatpontokra. Ennek ellenére a 3.7. ábrán előrejelzett α -gradiens jó egyezést mutat a mért adatokkal,

és reprodukálja azt a jelenséget, hogy az oxigénbevitelt gátló anyagok eltávolításának üteme nem lineáris, illetve hogy a hosszabb SRT közel kétszeresére növelheti az oxigéntranszport-hatékonyságot [31] [115]. A telepmodellek alkotásánál a medencéken belüli α -tényező alakulásának reprodukálása fontos eleme az oxigénbevitel gondos üzemszintű modellezésének, a levegőelosztás pontos specifikációja mellett. Ezek egyben elengedhetetlenek a megbízható energia- és költség számításokhoz, és összhangban állnak a kezelés eltérő szakaszai szerinti levegőztetési igények különböző mértékével.



3.7. ábra: Az α -modell validálása egy eleveniszapos medence hossza mentén (saját szerkesztés)

A következő lépésben a modell dinamikusan változó levegőtérfogatáram-igény előrejelzési képességét vizsgáltuk egy 2 napos adatsor alapján – amint azt a 3.8. ábra mutatja –, a németországi Brandenburg tartomány Waßmannsdorf szennyvíztisztító telepének reaktorkaszkjából származó adatokkal, amely denitrifikációval és biológiai többletfoszfor-eltávolítással működik [126]. A levegőztető medence három zónáját – mindegyikben az oldott oxigén (DO) szabályozásával, kerámiacsöves diffúzorrendszerrel – használtuk az összehasonlításhoz. A modellezett eredmények kielégítő választ mutatnak a levegőáram szempontjából.



3.8. ábra: Az α -modell validálása dinamikusan változó légbevitel esetén (saját szerkesztés)

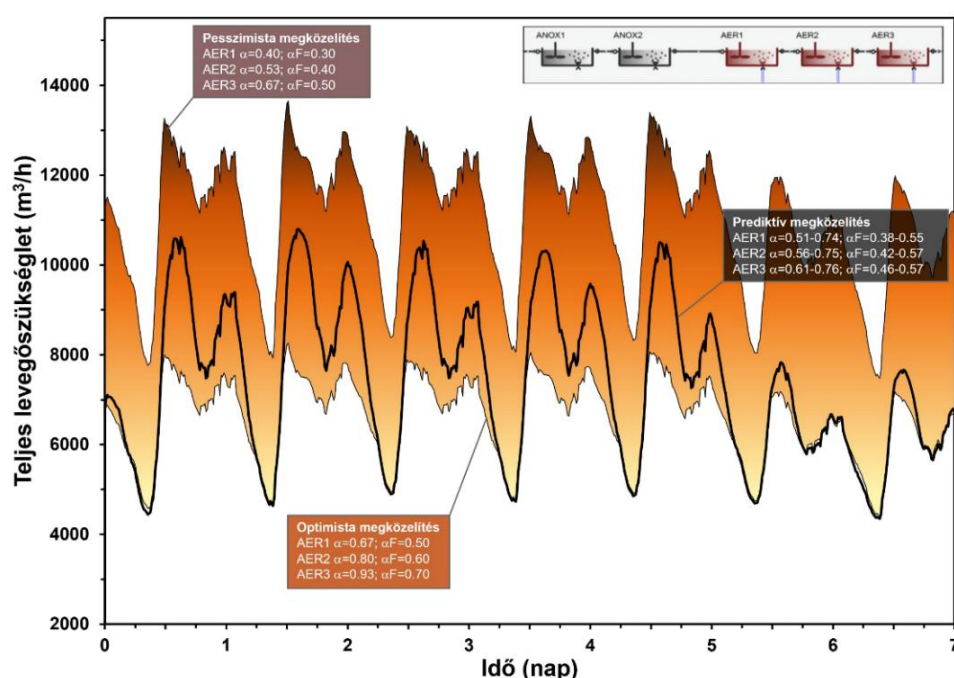
A csúcsterhelési időszakokban kissé magasabb modellezett levegőáram-igény ellenére a gyakorlatban nem feltétlenül szükséges nagyobb vagy több fűvő beszerzése, amennyiben a kidolgozott, változtatható DO-célértéken alapuló üzemeltetési stratégiát választják.

Az ehhez hasonló dinamikus profilok – illetve az α -tényező – különböző reaktorokban való reprodukálása elengedhetetlen a fűvők specifikálásához és a kompresszor-működési ütemterv meghatározásához [127]. Továbbá, mivel az üzembe vett $n+1$ kompresszor jelentős költséggel jár, fontos ezeket a dinamikus számításokat a strukturált teljesítménydíjas tarifarendszerrel átfedésben kezelni annak érdekében [128], hogy növelni lehessen az energiaszükséglet-, teljesítményigény-, energiaköltség- és szénlábnyom-előrejelzések pontosságát [129].

3.3.2. FŰVÓMÉRETEZÉS PONTOSÍTÁSA DINAMIKUS SZIMULÁCIÓKKAL

Az első példában a modellvizsgálat BSM1 konfigurációja száraz időjárási viszonyok mellett állandósult állapotban futott, a Sumo21 kombinált globális és lokális megoldóit alkalmazva [130], majd ezt öt héten át ismétlődő, száraz időjárású napi ciklusok követték (a telepmodell dinamikus terhelési viszonyokhoz való adaptációja céljából). A fűvőkapacitás meghatározására a 3.9. ábrán felvázolt három futtatást kiviteleztek az alábbi tervezési forgatókönyvek szerint:

1. „Prediktív forgatókönyv”: kinetikán alapuló modell-előrejelzés (térben és időben változó αF); az átlagos számított αF értékek rendre 0,49; 0,52 és 0,53 AER1, AER2 és AER3 zónákban.
2. „Pesszimista forgatókönyv”: olyan tervezés, amelyben az αF állandó értéke 0,3; 0,4 és 0,5 AER1, AER2 és AER3 esetében.
3. „Optimista forgatókönyv”: olyan tervezés, amelyben az αF állandó értéke 0,5; 0,6 és 0,7 AER1, AER2 és AER3 esetében.



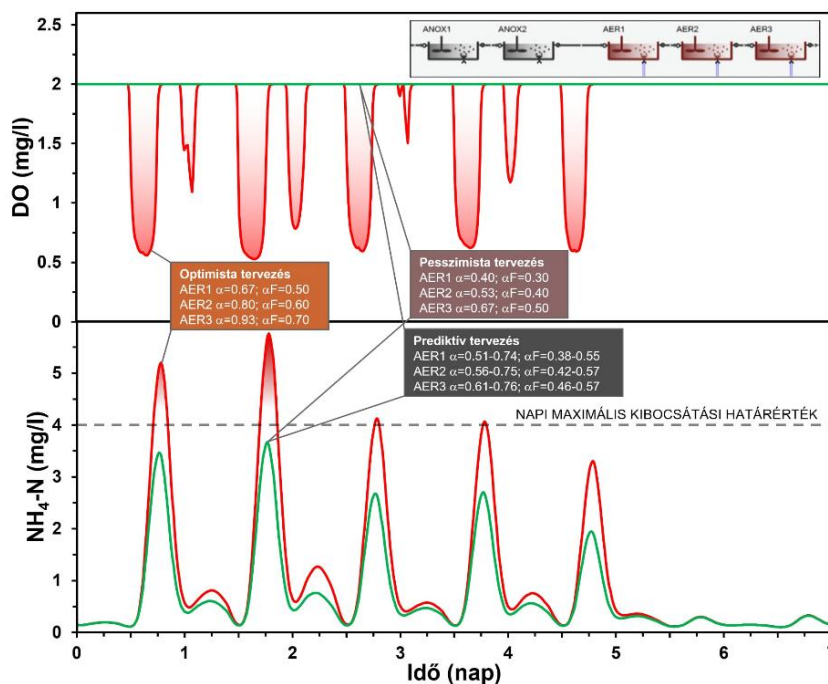
3.9 ábra: Konstans és prediktív αF -alapú tervezési forgatókönyvek szerinti levegőhozam-összehasonlítás (saját szerkesztés)

Az óvatosan konzervatív forgatókönyvhöz képest, amely 44,5 MWh kumulatív fűvó energiafogyasztást becsül, az idő- és helyspecifikus αF -előrejelzés 33,3 MWh-t állapít meg, ami 25%-os üzemeltetési költségmegtakarítást jelent, ha megfelelő fordulatszám-csökkentési képességű fűvókat szereznek be. A prediktív modell alapján meghatározott szükséges fűvókapacitás szintén 21%-kal alacsonyabb ($1,08 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{h}$ helyett $1,37 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{h}$), amely költségcsökkentés megjelenik mind beruházási, mind üzemeltetési oldalon. Bár az optimista tervezési megközelítés szerinti hétvégi levegőigény jó egyezést mutat a prediktív módszerrel, mindössze 3,07 MWh fűvó energiát és $8,30 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{h}$ csúcislevegő-térfogatáramot feltételez, ami a hét nagy részében elégtelen levegőellátáshoz vezetne.

Összességében az eredmények és a 3.9. ábrán látható illusztráció kiemeli, hogy mivel az előrejelzett αF -értékek dinamikus folyamatváltozókhoz kapcsolódnak,

amelyek a terhelésingadozásokra reagálnak, a hozzájuk tartozó levegőhozam-számítás igazodik a fordulatszám-csökkentési és -növelési trendekhez (az optimista és pesszimista αF -alapú tartományok által körülhatárolva), amelyekkel a fűvóberendezések a valós létesítményekben szembesülnek.

A következő esettanulmány célja az, hogy bemutassa a túlzottan optimista αF -érték specifikálásának következményeit. Két szimulációt futtattunk öt héten át száraz időjárású napszakos terhelésekkel, az állandósult állapot elérése után. Minden futtatásban a prediktív αF -módszert alkalmaztuk, azonban a fűvó méretét a korábban bemutatott prediktív forgatókönyv ($1,08 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{h}$) az óvatos forgatókönyv ($1,37 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{h}$) vagy az optimista tervezési forgatókönyv ($8,30 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{h}$) szerinti kapacitásra korlátoztuk annak érdekében, hogy valós terepi körülményeket szimuláljunk. A teljes levegőáramot manuális szabályozású pillangószelepek feltételezésével 53%, 29% és 18% arányban osztottuk el a három levegőztetett zónára (AER1-től AER3-ig). A 3.10. ábrán az utolsó levegőztetett cella (AER3) oldottoxigén-koncentrációját és a telep elfolyó ammóniumkoncentrációját tanulmányozhatjuk a különböző scenáriókban.



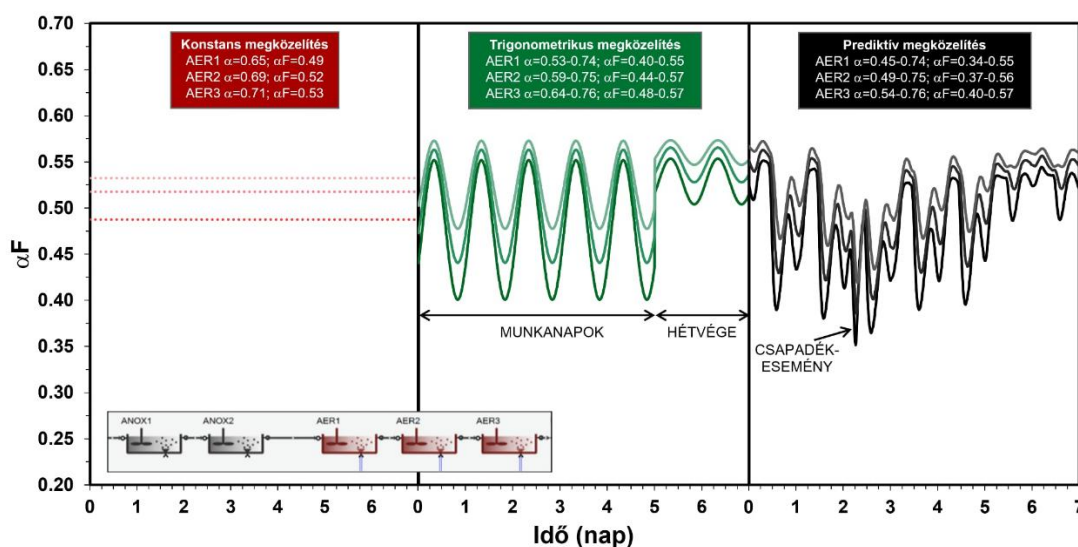
3.10. ábra: DO- és ammóniumkoncentrációk idősorának összehasonlítása a különböző modellváltozatokban (saját szerkesztés)

Bár az optimista αF -alapú méretezés kisebb fűvó méretet és ebből fakadó költségelőnyt mutat, ez a módszer megerősíti, hogy a túlzottan optimista α -tartományok elkerülhetetlenül elégtelen levegőellátottsághoz vezetnek a magasabb terhelésű időszakokban – vagyis akkor, amikor az oxigénre a legnagyobb szükség van.

Eközben a DO-célértékeket kizárólag a hétvégén éri el (bizonyos napokon a DO akár 0,5 mgO₂/l értékig esik). Elfolyó szennyvízre vonatkozó előírásainkat pedig kizárólag a prediktív módszerrel vagy az óvatos megközelítéssel lehet teljesíteni – ez utóbbi azonban magasabb levegőztetési kapacitást igényel, ami költségnövekedéssel jár.

A második bemutatott eset kapcsán a dinamikusan előrejelzett αF -értékek figyelembe veszik a valós telepeken előforduló változásokat, amelyekhez igazodnak a kinetikai változók, ez pedig a folyamatmodellhez kapcsolva hatékonyan megválaszolja, hogy a levegőztetési rendszer megfelelően van-e méretezve. A 3.10. ábra szerint az αF -előrejelzés elősegítheti a fúvó méretezését is, értékelhetővé válik az a helyzet, amikor alultervezett fúvó által kevés bejuttatott levegő miatt a DO hirtelen lecsökken és ezáltal határérték-túllépés várható.

Ezután megvizsgáltuk, hogy a váratlan események (például csapadékesemény) milyen hatással vannak a levegőztetési dinamikára. Ebben az esetben az előre ütemezett α -értékek sem képesek a folyamat valódi dinamikus jellegét megfelelően leírni. A 3.11. ábra összehasonlítja a konstans α -specifikációs stratégiát a táblázatos idősor szerinti ütemezett változattal és a prediktív modellel.

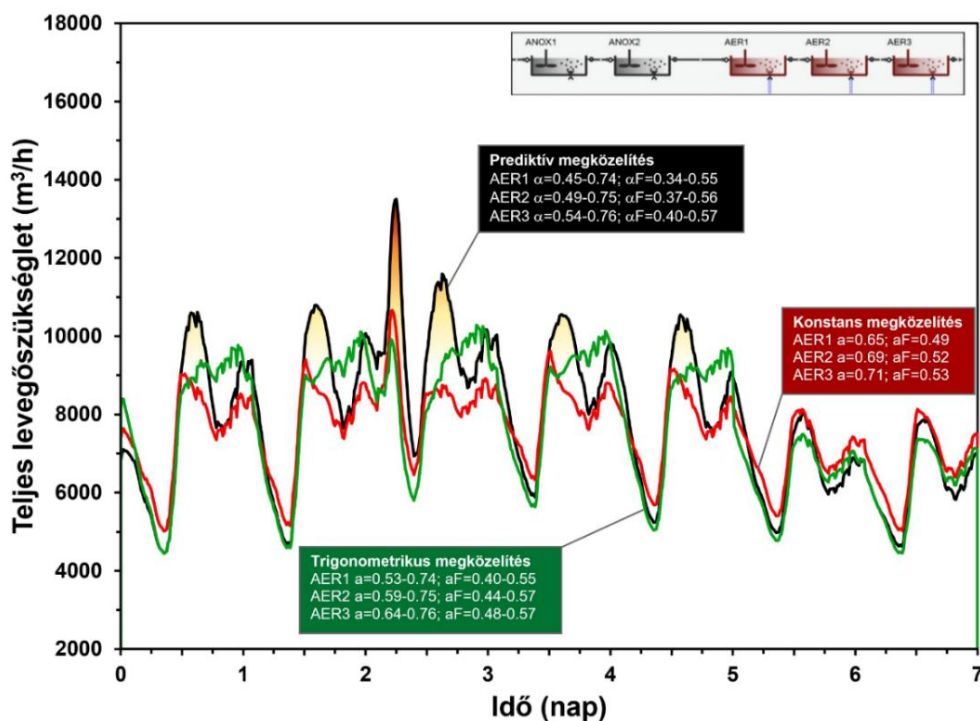


3.11. ábra: αF -tényező profilok a konstans, trigonometrikus és prediktív modellváltozatokban (saját szerkesztés)

A szimulációs forgatókönyvek igazságos összehasonlítása érdekében a konstans megközelítésben a reaktorokhoz rendelt állandó αF -értékeket a prediktív szimuláció hétköznapi- és hétvégi átlagaiból képeztük. A reaktorcellákban a trigonometriai αF -közelítés koszinuszfüggvény alapján készült el. Továbbá a trigonometrikus αF -változás szintén a dinamikusan előrejelzett modelledményeken

alapul, az egyes reaktorokban az αF -maximumok, valamint időpontjuk és értékük összeegyeztetésével, külön-külön a munkanapokra és a hétvégi napokra. Ez a választás egyszerűsíti a problémát egyetlen terhelési csúcs feltételezésével, míg bonyolultabb α -görbéket több trigonometriai függvény ötvöztetésével lehet felépíteni úgy, hogy az α -ütemezés tükrözze a folyamat terhelési mintázatát.

A számítás első lépésében az állandósult állapotot kívántuk elérni, ezután 5 hét időtartamú száraz napszak szerinti szimulációra volt szükség, majd a modellt a következő héten kiegészítettük a hét közepén egy csapadékeseménnyel, vagyis az egyesített rendszerű csatornahálózat kétszeres csúcsidei hidraulikai terhelést vezetett a telepre. A hidraulikai terhelés mellett a szerves anyagok és szilárd anyagok mennyisége, valamint a nitrogén- és foszforterhelés a csapadékfront szennyezőanyag-lemosási hatása miatt, az ún. first flush²² jelenség szerint változott [131]. A 3.12. ábra rámutat, hogy a rögzített, trigonometrikus αF -ütemezés nem reagál a túlterhelési időszakokra. A prediktív megközelítés ezzel szemben kinetikai folyamatsebességeken alapul, figyelembe veszi a terhelésnövekedést, helyesen kezeli az alacsonyabb αF -értékeket, és ebből fakadóan a hozzá tartozó magasabb levegőáram-igényt ($1,35 \cdot 10^4$ m³/h), ami fűvóméretezésnél fontos iparbiztonsági szempont.



3.12. ábra: Levegőszükséglet a konstans, a trigonometrikus és a prediktív megközelítésben (saját szerkesztés)

²² First flush: Viharok kezdeténél a szennyezőanyag-koncentrációk lökészerű növekménye

Az ütemezett és az állandó αF -forgatókönyvek szerint a csapadékesemény során kisebb levegő-térfogatáram is elegendő lenne – nem veszik figyelembe az αF hirtelen terhelésváltozás miatti csökkenését –, amint azt korábban a 3.11. ábrán is láttuk. A trigonometrikus megközelítés $1,03 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{h}$ csúcsigényt becsül, ami kevesebb a konstans eset $1,07 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{h}$ értékénél, kiemelve, hogy az előre ütemezett, táblázatosan változó α -értékek véletlenszerűen oszlanak el a tényleges terhelési eseményekhez képest. Mindkét becslés több mint 20%-kal alacsonyabb, mint amit a dinamikus α -modellünk jelzett előre.

Ezen túlmenően a hétvégén még alacsony terhelésű időszakokban is előfordul, hogy az ütemezett és konstans αF -profilon alapuló forgatókönyvek túlbecsülik a levegőfogyasztást, energiapazarlást jelezve a prediktív módszerhez képest. Ennek ellenére a dinamikus α -alapú futtatás összesített fűvő-energiafogyasztása (35,4 MWh) – a csapadékesemény alatti megfelelő növekedés ellenére – valójában kevesebb, mint 4%-kal magasabb, mint a trigonometrikus (34,5 MWh) és konstans (34,2 MWh) eseteké.

Megjegyezzük, hogy a DO-koncentrációk mindhárom forgatókönyvben változatlanok, de a valóságban kizárólag a dinamikus αF alapján méretezett fűvő lenne képes a célértéket az egész időtartam alatt biztosítani. Bár az ütemezett α -n alapuló oxigénszabályozás előrelépés a konstans α módszeréhez képest, nem veszi figyelembe a folyamatdinamika változásait, ezért nem tekinthető valódi dinamikus modellnek.

A bemutatott dinamikus α -modell az elsősorban lakossági szennyvíztisztító telepekre alkalmazható, mivel az algoritmus mindenekelőtt a biológiailag bontható szennyezőanyagokat veszi figyelembe – jelen esetben kizárólag az MLSS határozza meg a reaktorokban az α -tényező maximális értékének aszimptotáját. Bizonyos ipari vagy vegyes kommunális-ipari szennyvizek jelentős mennyiségű biológiailag nem lebomló felületaktív anyagot tartalmazhatnak. Ezért ilyen jövőbeli alkalmazásokhoz új modellkomponenst kell bevezetni, a szükséges kinetikai paraméterek újbóli meghatározásával. További lehetséges fejlesztések közé tartoznak a kommunális szennyvíztisztítás mellékági technológiái.

3.4. RÉSZKÖVETKEZTETÉSEK

A kidolgozott kinetikai **modellkoncepció az – α -tényező térben és időben történő előrejelzésére – alkalmasnak bizonyult a szennyvíztisztító telepek levegő-**

fogyasztásának dinamikus számítására, száraz- és csapadékos időjárási körülmények között egyaránt. A folyamat-állapotváltozókból levezetett α -tényező gyökeresen eltér az α -értékek előre ütemezett sorozatától, jóllehet mindkettő időfüggőnek tűnik. Ez az új prediktív megközelítés nagyobb pontosságot biztosít a levegőztetési rendszerek méretezésénél vagy fejlesztésénél, jelentős üzemeltetési- és beruházási költségmegtakarítások elérésével; a vízminőséggel kapcsolatos környezetbiztonsági szempontokat is szem előtt tartva.

A mechanisztikus modell által előrejelzett α -értékeket közvetlenül felhasználja az algoritmus a reaktor-specifikus levegőigény kiszámításakor, és ehhez kapcsolódóan meghatározza a kompresszor fordulatszám-növelési és -csökkentési igényeit, amelyek kulcsfontosságúak a fúvók üzemeltetési energiájának és költségeinek időbeli számszerűsítéséhez.

Prediktív α F-előrejelzési módszerünk előnyösebb az α F-profil manuális ütemezésénél, nemcsak mert kiküszöböli a hozzájáruló tényezők (változó SRT, KOI, MLSS stb.) komplex ismereteinek és mérlegelésének szükségességét, hanem azért is, mert hirtelen terhelésváltozásokat is képes kezelni az alapul szolgáló folyamatváltozók révén. A koncepció alkalmazható annak **tesztelésére, hogy egy fúvó alulméretezett-e** – ha levegőhozam-korlátozással rendelkező műveleti egységekhez kötjük. Ha az α F túl alacsony tartományba kerül és a DO-célérték nem teljesíthető a fúvó elégtelen kapacitása miatt, jelezheti a tisztítottvíz-minőségre előírt határértékek túllépését.

A jelen kutatás tárgyát képező **lakossági szennyvizet** kezelő telepeken az α -tényező általában jó korrelációt mutat a telepre befolyó szűrt KOI-tartalmával. Azonban ettől eltérő típusú szennyvíz esetében a felületaktív anyagok összetétele miatt a szűrt KOI összefüggése eltérhet. Ha a szennyvízkezelő technológiát üzemeltetőknek lehetősége van off-gas méréseket végezni egy adott típusú szennyvíz kezelőrendszerének több helyszínén, javasolt – a levegő-térfogatárammal súlyozott napi α - és befolyó KOI-profilok alapján – újrahangolni az „ α -növekedési ütemet” és a szűrt KOI-alfa-indikátor regressziós paramétereit. Így az adott szennyvíztípusra reprezentatívabb α -előrejelzést kaphatnak. Megjegyezzük, hogy a diffúzor-elszennyeződés (fouling) hatása az α F-tényezőre itt nincsen dinamikusan modellezve, mivel a hosszabb távú dinamikus hatások e kutatás hatókörén kívül esnek.

4. AZ OXIGÉNÁTADÁSI KINETIKA ADAPTÁCIÓJA EGYÉB GÁZOK ANYAGFORGALMÁRA

A nyersanyagfogyasztás és a szennyezőkibocsátások az emberi közösségek fejlődése és növekedése során hajlamosak bizonyos területeken koncentrálni. A környezetre gyakorolt folyamatos antropogén hatások miatt figyelmet kell szánni a modern civilizáció szempontjából kulcsfontosságú közművek biztonságos üzemeltetésére. Nem szabad megengedni, hogy bizonyos, az emberi egészségre káros anyagok eljussanak a fogyasztókhoz, illetve, hogy a környezeti tényezőket hátrányosan befolyásolják.

Az illékony szerves vegyületek (VOC) közül, amelyek természetes és mesterséges forrásokból egyaránt kerülnek a környezetbe, a benzol, a toluol, az etilbenzol és a xilol izomerjei (BTEX) a legjelentősebbek közé tartoznak [132]. Mérgező és karcinogén jellegük miatt figyelmet kell fordítani a kezelőüzemekben dolgozó személyzet és az üzemek közelében élők egészségére. A BTEX-vegyületek emberi egészségre gyakorolt lehetséges káros hatásai kiterjednek az idegrendszerre, a májra, a szívre és a vesére [133].

A szennyvíztisztító medencék gázfázisában oxigénen és a VOC-kon kívül a nitrogén- illetve az ammóniagáz anyagforgalma is a numerikus számítások tárgyát képezik: meghatározóak a növényi tápanyag-eltávolítás, a tisztítási eljárás pH-értékei és a gáztér összetétele szempontjából, mely utóbbi kihat az oxigéntelítettségre is. A hidrogén pedig a metánképződés folyamatában játszik szerepet. A szennyvíztisztítás emellett nagymennyiségű üvegházhatású gázt (röviden GHG-t) bocsát ki, melyek közül jelentősnek a CO₂, CH₄ és N₂O emisszió tekinthető [134]. Számos tanulmány foglalkozik ezzel a problémakörrel, egyrészt a jelenlegi technológiák kibocsátásait, másrészt a kibocsátások üvegházhatáshoz és a globális felmelegedéshez való hozzájárulását vizsgálják [135] [136].

A tanulmány célja olyan számítógépes szimulációk alkalmazásának bemutatása, amelyek képesek számszerűsíteni a környezeti és egészségügyi szempontból jelentős gázok transzportját a kezelés és újrahasznosítás során, tekintettel az üzemeltetési költségekre és a tisztított víz minőségére.

4.1. A GÁZFÁZIS-ÖSSZETÉTEL SZÁMÍTÁSA

Jelen kutatásban a VOC-tartalmú szennyvizek tisztítására alkalmas eljárásokat leíró matematikai modellt alkotjuk meg, egy olyan dinamikus folyamatleíró módszert, ami alkalmazkodik az üzemeltetésben bekövetkező változásokhoz. A modellalkotás újdonsága abban rejlik, hogy a módszertant teljes üzemkonfigurációra alkalmazza, továbbá az üzemeltetési költségek minimalizálásának és a szennyvízminőség javításának lehetőségeit együttesen vizsgálja. A gázfázis-modell működőképességét a GHG-koncentrációk mért üzemi adatsorai alapján igazoljuk.

Feltárjuk a gázkibocsátás-előrejelzések kommunális szennyvíztisztításban való alkalmazásait, a létesítményszintű modellezésben rejlő lehetőségek bemutatásán keresztül. Ezek segítségével összekapcsolhatók a szennyvíz tisztítására és a víz újrafelhasználására irányuló koncepciók. A legjelentősebb eltávolítási mechanizmusok – biokémiai reakciók és gáz-folyadék egyensúly – a leghatékonyabban a Gujer-mátrix formátumban (2.1. táblázat) írhatóak le [47]. A mátrix tartalmazza a kémiai sztöchiometriai együtthatókat és a folyamatok sebességét, amelyekből a közönséges differenciálegyenletek kibonthatók és számítógépes algoritmusok segítségével megoldhatók.

A tisztítás során fontos figyelembe venni az oldott gázok szennyvízből légkörbe kerülését. A gáz- és folyadékfázis közötti átadás részletes módszertani alapjait a 2. fejezet tárgyalja. Az ismertett MiniSumo modell gáz-folyadék átadási koncepciója egyaránt képes az oldható gázok folyadékba való beoldódásának, és a folyadékból történő kihajtásának, sztrippelésének modellezésére. Az egyensúlyi folyamat állapotváltozókra gyakorolt hatását a folyamatmodell Gujer-mátrixa írja le (6. sz. melléklet, A.11. táblázat). A (2-28) folyamatsebesség-egyenletből kiindulva, Fick első törvénye szerint a gázfázis i -edik komponensének átadási sebességét a (4-1) egyenlet írja le általános módon folyadékoldalon és (4-2) gázoldalon, ahol az oldódás vagy a sztrippelés hajtóerejét a telítési koncentráció és a folyadékfázis koncentrációjának különbsége határozza meg.

$$\frac{dL_i}{dt} = +k_L a_{i,bub} \cdot \overbrace{(S_{i,bub,sat} - L_i)}^{\text{hajtóerő}} \quad (4-1)$$

$$\frac{dG_i}{dt} = -k_L a_{i,bub} \cdot (S_{i,bub,sat} - L_i) \quad (4-2)$$

$$\begin{aligned} S_{i,bub,sat} > L_i &\rightarrow \text{oldódás} \\ S_{i,bub,sat} < L_i &\rightarrow \text{sztrippelés} \end{aligned}$$

A Higbie-féle penetrációs elmélet alapján a folyadékoldali tömegátadási együttható értékei az O_2 és a többi oldott gázkomponens diffúziós tényezője alapján arányosan kiszámíthatók [137]. Az elméletet alkalmazták VOC-k sztrippelésének becslésére eleveniszapos levegőztetett medencéknél [138]. A Fick-törvény szerint, egy komponens telítési koncentrációja – lényegében az oldhatósági határ a folyadékban – dönti el, hogy az egyensúlyi folyamat az oldódás vagy a sztrippelés irányába mozdul-e el. A telítési koncentrációkat a Henry-törvény értelmében a komponensek parciális nyomása alapján, a gázösszetételre vonatkoztatva számoljuk [73].

4.2. A GÁZFÁZIS-MODELL VERIFIKÁCIÓJA

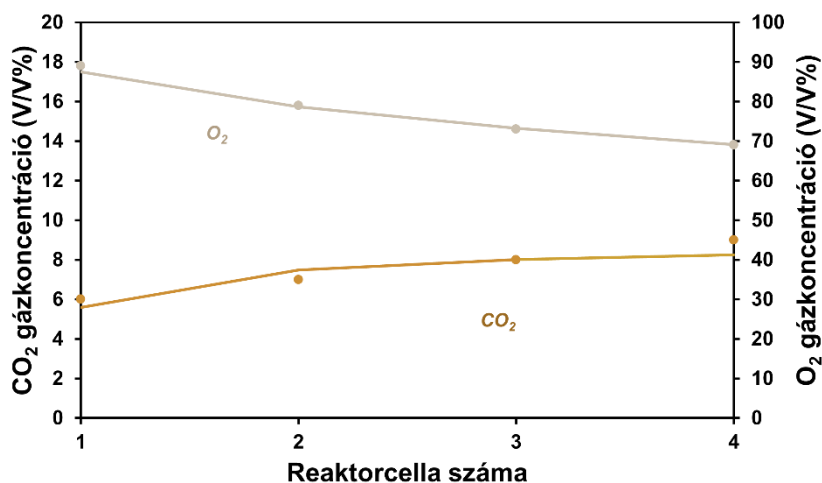
Annak igazolására, hogy a korábban leírt oxigéntranszport folyamatai és az előrejelzésükre kidolgozott matematikai modell adaptálható más gázok oldódásának leírására, különböző üzemi körülményekből származó adatokkal vetettük össze a szimulációs eredményeket. A különböző üzemi körülmények eltérő műszaki konfigurációt, illetve különálló szennyvíztisztító telepi létesítményeket jelentettek. [41]. A kutatásban a gázoldás és sztrippelés modelljének érvényességét a reaktorokból távozó gáz összetételén keresztül lehet értékelni, megerősítést kapva, hogy a numerikus módszerek képesek számszerűsíteni az oldható gáznemű komponensek átadásából származó anyagáramokat.

A két kiválasztott szennyvízkezelési technológia vizsgálja a kibocsátott gázkoncentrációk előrejelzésének pontosságát, melyek magukba foglalnak egy zárt gáztérrel rendelkező nagytisztaságú oxigén eljárású levegőztetett rendszert – a gáztér O_2 - és CO_2 -tartalma alapján –, és egy hagyományos eleveniszapos telepet – ahol az N_2O -kibocsátást mérték a medence folyadékfelületén.

A modellellenőrzésre kiválasztott első konfiguráció a kaliforniai Sacramentóból származó nagyhatásfokú félüzemi rendszer, amelynek célja csak a szervesanyag-eltávolítás, és amely négy reaktorcellával (egy reaktorkaszkáddal) rendelkezik. Ezenkívül a nagytisztaságú oxigén technológia első generációján alapul, amely mechanikus levegőztetést alkalmaz a folyadékfelszín feletti zárt gáztérrel. Az ilyen típusú levegőztetett medencék fedettek, oxigéndús környezetet és hatékony anyagátadást fenntartva, és ilyen körülmények között a szén-dioxid, amelyet rendszerint a légkörbe juttatnak, felgyülemlik a gáztérben; pontos alapot szolgáltatva a gáz-folyadék transzportmodell ellenőrzésére, a gázok anyagmérlegének nyomon

követésére. A kísérleti üzemek meglehetősen stabil terhelési körülmények között üzemeltethetőek, ami lehetővé teszi a koncentráció-gradiensek összehasonlítását gyakorlatilag állandósult állapotban. A biológiai kezelés során a folyadékfázisban a széndioxid-termelés az oxigénfogyasztáshoz kapcsolódik, 1 mól O_2 felhasználása 1 mól CO_2 keletkezésével jár, ezért az oxigénfelvételi és -átadási sebességek pontos szimulációja mellett a gázfázis modellje tesztelhető a CO_2 -koncentrációprofilok robusztus előrejelzése tekintetében [139].

A pH-modellezés kulcsfontosságú volt a befolyó CO_2 -tartalom megfelelő beállításához – ami a kémiai egyensúlytól függ –, csakúgy, mint a belépő gázáram pontos beállítása a gázfázis anyagforgalmának reprodukálása érdekében. A 4.1. ábrán látható állandósult állapotú eredmények szerint a modellezett O_2 - és CO_2 -gradiensek – folyamatos vonalakkal ábrázolva – a reaktorkaszád gázterének mentén jó egyezést mutatnak az adatpontokkal [139]. A CO_2 térfogatszázalékos értékei egy nagyságrenddel kisebbek, mint az O_2 esetében, így a szimulált értékek több számjegyet szolgáltatnak, mint a forrásadatok; és a koncentrációk a sorba kapcsolt reaktorcellák mentén kialakuló dugóáramlásra²³ jellemző trendet mutatják, hasonlóan az O_2 gázkoncentrációs adatpontokhoz.



4.1. ábra: Modellverifikáció O_2 -, CO_2 -gradiens alapján (saját szerkesztés)

Üzemi körülmények – vízhőmérséklet: 19,5 °C, vízhozam: 144 m³/d, reaktortérfogat: 6,4 m³; befolyó szerves anyag: 217 mg_{KOI}/l, összes nitrogén: 70 mg_N/l; légbeviteli mód: felületi mechanikus levegőztetés, 97 V/V% bemenő O_2

²³ Dugóáramlás: hidraulikai koncepció, amelynél a folyadék vagy gáz úgy halad át egy hosszú medencén, mint egy dugattyú, a koncentrációk hosszirányú gradiens szerint változnak

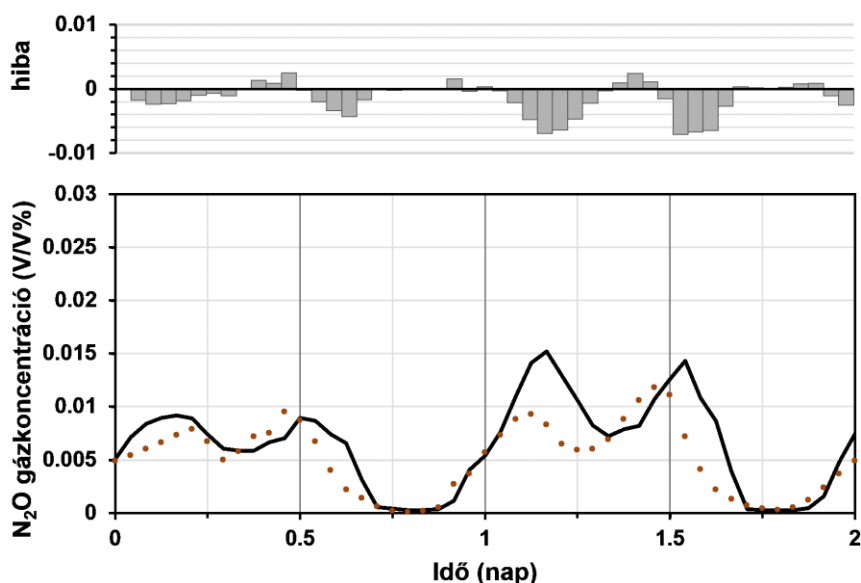
Az időben változó (tranziens) gázfázis-modell ellenőrzésének referencialétesítménye egy teljes nitrogéneltávolítást biztosító eleveniszapos rendszer az új-zélandi Aucklandben. A biológiai reaktorok négy párhuzamos terhelési sora öt levegőztetés nélküli és hét levegőztetett cellából álló kaszkádkonfigurációban üzemel, a medence alján finombuborékos levegőztető elemek szolgáltatják az oxigénbevitelt. A verifikációhoz az utolsó levegőztetett egységből mintázott, szondával mért off-gas tesztadatok a modell által előrejelzett N_2O gázkoncentrációkkal lettek összevetve [140]. A gázfázis koncentrációja a 4.2 ábrán szemléltetett levegőztetett reaktor felületén elhelyezett gázbúra segítségével lett regisztrálva. A konfigurációban fontos a befolyó szennyvíz jellemzése annak érdekében, hogy az eleveniszap koncentrációja és oxigénigénye tükrözze a valós rendszerét. Szintén szükséges a levegőztető elemek hatékonysági jellemzőinek beállítása és a levegőztetési modell finomhangolása a szennyezettségi állapotuknak megfelelően, hogy az O_2 -bevétel pontosan szimulálható legyen, és alapul szolgálhasson egyéb gázok sztrippelésének számításaihoz [141].



4.2. ábra: Az off-gas tesztelésben használt gázgyűjtő búra a medence felszínén [140]

A 4.3. ábra a gázelemző szonda általi N_2O mérések (pontokkal ábrázolva) és az N_2O számítások (folytonos vonalként ábrázolva) 2 napos napszakos profilját, valamint a kettő közötti abszolút hibát illusztrálja [140]. Az első napi mintavételezés szoros illeszkedést mutat, a hiba kisebb, mint 0,005 V/V%, és a második nap során is reprodukálhatóak a dinamikus trendek, de a terheléssel járó két csúcsot csak kevésbé pontosan sikerült kiszámítani, ugyanis a hiba elérte a 0,007 V/V%-ot. Feltételezhető, hogy a befolyó szennyvíz időbeli jellemzésére vonatkozó adatok felbontása nem volt

elegendő – az ammóniumkoncentrációra vonatkozó mintavételek gyakorisága nem volt kellően nagy – a csúcsok pontos rögzítéséhez. Az utolsó levegőztetett cellában az oldottoxigén-koncentráció is ingadozott, így a nem optimális levegőztetés-szabályozás is okozhatta az N_2O -termelés változékonyságát. Az N_2O -koncentrációkat a folyadékfázisban egyidejűleg mérték, ami lehetővé tette a biológiai N_2O -termelés (a folyékony fázisban) és az N_2O -kibocsátás (gázfázisba való sztrippelés) jobb megértését [140]. A regisztrált és a modellezett oldott N_2O -koncentrációk, amelyek a mintavétel napszakos időszakában hasonlóan illeszkedő tendenciát mutattak, lehetővé tették a kezelés során N_2O -termelést számszerűsítő modell ellenőrzését [142], és alátámasztották a gáz-folyadék átadási számítások érvényességét is.



4.3. ábra: Modellverifikáció N_2O -profil alapján (saját szerkesztés)

Üzemi körülmények – hőmérséklet: 19,8 °C, hozam: 67 392 m³/d, reaktortérfogat: 28 200 m³; befolyó szerves anyag: 705 mg_{KOI}/l, összes nitrogén: 59 mg_N/l; légbeviteli mód: finombuborékos levegőztetés, 21 V/V% bemenő O₂

Kutatók bizonyították, hogy a diffúziós képességen alapuló Higbie-elmélet megbízható becslést ad a gázok tömegátadási együtthatóira, ha összekapcsolják ismert O₂ tömegátadási adatokkal az adott keveredési körülmények között [143]. A kísérleti és üzemi reaktorokon alapuló gázfázis-modellverifikáció pedig alátámasztja, hogy a gáz-folyadék átviteli módszertan alkalmazható mind az O₂-beoldódásra, mind pedig más oldott gázok sztrippelésére a szennyvíztisztítás során. **Az eredmények igazolják, hogy a szennyvízterheléssel szinkronizált dinamikus oxigénátadási modell kompatibilis más gáznemű komponensek anyagforgalmának térbeli és időbeli előrejelzésére is.**

4.3. ILLÉKONY VEGYÜLETEK ELTÁVOLÍTÁSÁNAK OPTIMALIZÁLÁSA SZENNYVÍZ-ÚJRAHASZNOSÍTÁSNÁL

A szennyvíz újrahasznosításának gyakorlata egyre nagyobb jelentőséggel bír az ivóvízforrások iránti növekvő igény, valamint a fenntartható mezőgazdasági gyakorlat elterjedése miatt. Hatékonyan csökkenti a korlátozott édesvízforrásokra nehezedő nyomást, és a tisztított szennyvízből növényi tápanyagok visszanyerését teszi lehetővé. Az alacsony jövedelmű országokban jelentős kockázatot okoz a kezeletlen szennyvíz közvetlen használata vagy a szennyezett vízfolyások közvetett felhasználása [144].

A tisztított szennyvízzel kapcsolatos stratégiai terv kidolgozásához iránymutatás készült, amiben kiemelték a szennyvízkezeléssel kapcsolatos döntéshozók paradigmaváltásának szükségességét [145]. Az újonnan felmerülő, aggodalomra okot adó szennyezőanyagok kiemelt figyelmet kaptak a velük kapcsolatban ismert vagy vélt környezeti és egészségügyi kockázatok miatt [146].

A szennyvíztisztítás során az illékony szerves komponensek különböző utakon, például biológiai lebomlással, szorpcióval (megkötéssel) és sztrippeléssel (a folyadékból történő kihajtással) távoznak. A kommunális szennyvízkezelés azonban főképp csak részleges csökkenést biztosít a VOC-k kezdeti koncentrációjához képest a nyers szennyvízben. A szennyezőanyag-koncentrációk jelentős csökkentéséhez a biológiailag kezelt víz további tisztítására van szükség, elsősorban fizikai-kémiai módszerekkel [138].

A biológiai szennyvíztisztítási folyamatok során a szerves vegyületeket mikroorganizmusok metabolizálják, széntartalmukat az eleveniszapos medencékben a lebegő biomassza szubsztrátumként használja fel a növekedéshez. VOC-k 99%-os eltávolítási hatékonyságát érték el kötött biomasszát alkalmazó aktívszén-töltettel, ezáltal a biológiai lebontást kombinálva az adszorpcióval, tehát a fizikai-kémiai megkötés folyamatával [147]. Bár napjainkra már számos fejlett, például membránokon [148], mikroalgákon [149] vagy szén nanocsöveken [150] alapuló technológiát fejlesztettek ki, az értekezésnek nem célja, hogy átfogó áttekintést adjon a területen alkalmazott legkorszerűbb technikákról; a BTEX-eltávolítás módszertanára és továbbfejlesztésére összpontosítunk.

A kezdeti kutatások olyan vegyületek biológiai lebomlásának modellezése felé tettek jelentős lépést, amelyek az eleveniszaphoz adszorbeálódnak, közvetlenül

fokozva azok lebomlását és csökkentve az elfolyó vízzel való távozásukat. Emellett megállapították, hogy a közepes vagy nagy illékonysággal rendelkező vegyületek sztrippelése, azaz kihajtása a medencék vízfelületéről jelentős lehet [151]. További kutatásokban 18 matematikai megközelítést gyűjtöttek össze a mikroszennyező anyagok szennyvízből való eltávolításának modellezésére, és a legtöbb szerző álláspontja alapján arra a következtetésre jutottak, hogy csak az oldott mikroszennyező anyagok bonthatóak le biológiailag, bár fontos megjegyezni, hogy nem találtak kísérleti bizonyítékot ennek az állításnak az alátámasztására. Az egyszerűsített (elsőrendű kinetikán alapuló) matematikai megközelítések nem veszik figyelembe az összetett metabolikus útvonalakat és a szennyvíztisztítás különböző fokozatai közötti kapcsolatokat, illetve nem tükrözik az üzemeltetés során fellépő dinamikus viselkedést. Mindezek ellenére, ezen modellezési eszközök hasznosak a mikroszennyező anyagok eltávolítási folyamatainak megértését célzó kutatások elvégzésében, de nem állnak készen a folyamattervezésben való felhasználásra [152].

A disszertáció ezzel szemben olyan dinamikus matematikai módszerek segítségével írja le a szennyezőanyagok sorsát a szennyvíztisztító telepeken, amelyek képesek alkalmazkodni az üzemeltetésben bekövetkező változásokhoz. Újdonsága abban rejlik, hogy a számításokat létesítmény szinten alkalmazza, és az üzemeltetési költségcsökkentés, szennyvízminőség-javítás lehetőségeit együttesen vizsgálja. Két fontos üzemparaméter BTEX-lebontásra és -sztrippelésre gyakorolt befolyását vizsgálja – az iszap tartózkodási idő és a levegőellátás érzékenységvizsgálatával.

4.3.1. BTEX-VEGYÜLETEK ELTÁVOLÍTÁSÁNAK ÜZEMSZINTŰ LEÍRÁSA, MODELLKONFIGURÁCIÓ

A BTEX-komponensek lebomlási kinetikája szakirodalmi kutatási eredményekre támaszkodik. Feltételezhető, hogy a heterotróf biomassa egyetlen, általános csoportja – amely minden ASM-típusú modellben jelen van – képes a BTEX-szennyezőanyagok metabolizálására. Ez a folyamat aerob környezetben oxigénfelhasználással, illetve anoxikus viszonyok között a nitrit vagy nitrát elektronakceptorként való felhasználásával megy végbe; abban az esetben pedig, ha egyik említett elektronakceptor sem áll rendelkezésre, a lebontás fermentációs úton történik. Az aerob lebontási utak reakciósebessége nagyobb, mint a levegőztetés nélküli (anaerob vagy anoxikus) folyamatoké [153].

A MiniSumo folyamatmodellt módosítottuk annak érdekében, hogy a bemutatott BTEX-hez kapcsolódó biológiai reakciók és gázcsere-folyamatok is beépítésre kerüljenek. A modell Gujer-mátrixa a 6. sz. mellékletben található. A modell képes az oldható és partikulált, biológiailag lebontható szerves anyagok aerob, anoxikus és anaerob eltávolításának, a nitrifikációnak, a denitrifikációnak, a metáncépződésnek, valamint a kémiai foszforeltávolításnak a figyelembevételére [56].

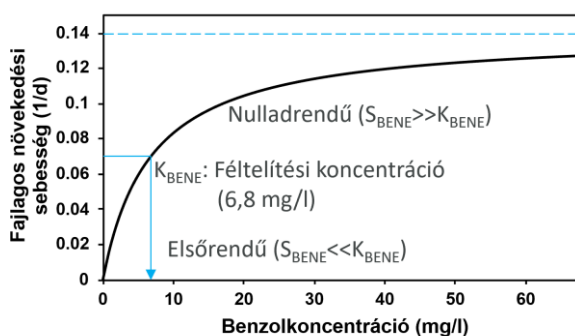
A modellkiterjesztés során szükséges volt a BTEX-bontáshoz kapcsolódó heterotróf mikroorganizmusok növekedési folyamatait beilleszteni egy olyan rendszerbe, amely már tartalmazza az oxigén-, a nitrit- és a nitrát-állapotváltozókat (akár külön, akár kombinált formában), továbbá illékony zsírsavakat (VFA) is. Az utóbbi változó eredetileg nem szerepel a MiniSumo modellben, ezért be kellett építeni a VFA-termelés és -felvétel folyamatait – valamint a kapcsolódó, addig hiányzó biokémiai reakciókat, például a könnyen bontható szubsztrátum fermentációját – a Sumo1 folyamatmodell mátrixából kiindulva [154].

A modellmátrixot nyolc új állapotváltozóval egészítettük ki, melyek a BTEX-vegyületek oldott és gázfázisú formáit reprezentálják $\text{g}_{\text{O}_2}/\text{m}^3$ koncentrációegységben kifejezve. Az új változók a következők: oldott benzol (S_{BENE}), oldott toluol (S_{TENE}), oldott etil-benzol (S_{EBENE}), oldott xilol (S_{XENE}), valamint gáznemű benzol (G_{BENE}), gáznemű toluol (G_{TENE}), gáznemű etil-benzol (G_{EBENE}) és gáznemű xilol (G_{XENE}).

Az összes oldott BTEX-komponens lebomláson megy keresztül anaerob, anoxikus és aerob körülmények között, a heterotróf mikroorganizmusok (X_{OHO}) biomasszája által katalizálva. A biológiai reakciók mindegyike párhuzamos folyamatként értelmezhető, amelyek a BTEX-vegyületeket teljes mértékben mineralizálják szén-dioxiddá és biomasszává. A reakciósebességek teljes listája, valamint a modell szerkezete a 6. sz. mellékletben megtalálható.

A beillesztett metabolikus folyamatok hőmérsékletfüggő növekedési sebességei Arrhenius-típusú összefüggésekkel számíthatók, jelen példában a heterotróf szervezetekre vonatkozó MiniSumo-megvalósítás alkalmazásával. A biológiai reakciókhoz tartozó kinetikai sebességi állandók és sztöchiometriai hozamok a 7. sz. mellékletben találhatók, kísérleti adatokra támaszkodva [153]. A BTEX-lebontás Monod-kinetikai koncepcióját a 4.4. ábra jeleníti meg a benzol példáján. A nehezen hozzáférhető benzolgyűrű miatt az aerob maximális fajlagos növekedési sebesség ($0,14 \text{ 1/d}$) közel harmincszor lassabb a könnyen bontható szubsztrátumokhoz képest. A komponens hasonlóképpen befolyásolja a mikrobiális növekedést, mint az

oxigén vagy a tápanyagok elérhetősége. Mikroszennyezőként a maximális sebességhez kötődő féltelítési koncentrációnál lényegesen kisebb mennyiségben van jelen. Ezért a lebontás sebessége egy elsőrendű kinetikai reakcióhoz hasonlóan a szubsztrátumtól függ, maga a benzol limitálja a folyamatot. Tehát a kommunális szennyvíz ezen kis koncentrációjú összetevőjének eltávolítása ezenfelül jelentősen lassabb, mintha olajipari hulladékvizet biodegradáltatnánk, amelyben – a féltérték felett – a nagymennyiségű benzol alig befolyásolná a növekedési és lebontási sebességet (a mikrobákra toxikus, inhibíciós hatásokat figyelmen kívül hagyva).



4.4. ábra: Az aerob benzollebontás Monod-kinetikai összefüggése (saját szerkesztés)

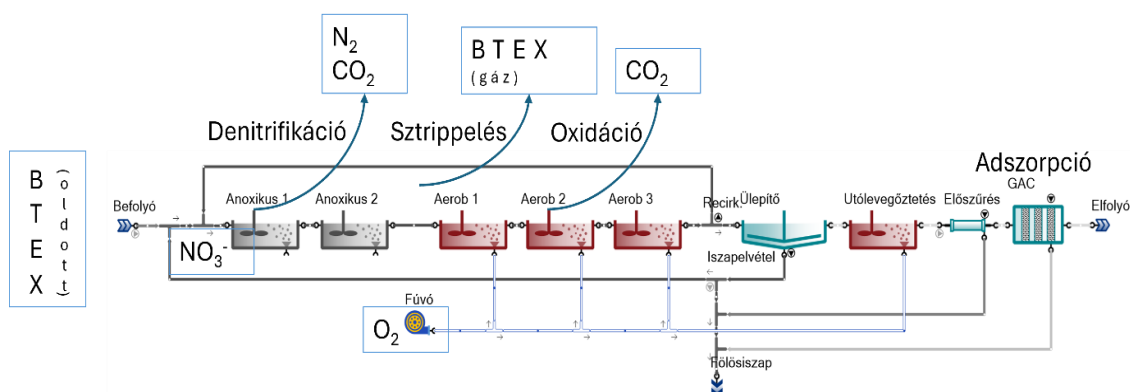
A VOC-eltávolítási modell alkalmazásainak bemutatása céljából az IWA BSM1 tesztkonfigurációjának egy változata lett összeállítva a Sumo22 szimulációs szoftverben [23]. A tanulmány az iszap tartózkodási idő és levegőellátás függvényében vizsgálja az energiafogyasztás csökkentésének és a vízminőség javításának lehetőségeit. Az 5. fejezet sort kerít egy kockázatelemzési esettanulmányra a működtetés során fellépő esetleges vészhelyzeti forgatókönyvek figyelembevételével.

A BSM1 elrendezés mellett a Sumo22 empirikus fúvó- és szivattyúmodelljei is alkalmazhatóak az energiaigény és a költségek meghatározására. Üzemeltetési stratégiai szempontból a folyamatmodellezés költségcsökkentési lehetőségeket tárhat fel a szabályozási stratégiák kikísérletezésével, és rámutathat a környezetvédelmi előírások betartásához szükséges beavatkozásokra [56].

A 4.5. ábra az eredeti BSM1 konfigurációt granulált aktív szén (GAC) eljárással és ezt megelőzően mikroszűrőssel egészíti ki, a szennyvíztisztítás negyedik fokozatában. Mikroszűrőkre azért van szükség, hogy mechanikai védelmet nyújtsanak a GAC-oszlopok előtt, leválasztva a túlfolyó lebegő anyagokat az ülepítés után. A GAC-egység folyamatmodellje a kimerült ágy cseréjének gyakoriságát a közeg szerves-szénadszorpciós kapacitása és az eltávolított oldott szerves anyagok terhelése alapján határozza meg, következtetve az aktívszén-fogyasztásra. A teljes ágytérfogat

50 m³; a BSM1 rendszerhez kapcsolódó szennyvíz-minőség és -mennyiség mellett ez körülbelül havonta egy ágycserét tesz szükségessé, feltételezve, hogy az ágy sűrűsége 450 kg/m³, és hogy az oldott szerves-szénadszorpciós kapacitása 0,2 gC/gGAC, gyakorlati tapasztalatok alapján. A mikroszűrőket és a GAC-egységeket félórás, illetve napi ciklusokban iparbiztonsági okokból vissza kell mosni, hogy a lebegő komponensek ne okozzanak eltömődést a szűrőn és a szemcsés közegen.

A Sumo22 programban az ágycsere gyakorisága kiszámolható a megkötött szerves vegyületek tömegárama alapján, szimulálva, ahogyan egy kezelőműben karbantartáskor időszakosan eltávolítanak és lecserélnék a kimerült töltetet, amikor a közeg áttörési pontját eléri. Ülepítés után egy további, 0,3 óra hidraulikus tartózkodási idejű utólevegőztető zóna biztosítja a tisztított víz minőségéhez szükséges oldotttoxigén-szint fenntartását. A befolyó víz a BTEX-összetétel tekintetében – a kommunális szennyvízben jellemző koncentrációértékeknek megfelelően – 303 µg/l benzolt, 290 µg/l toluolt, 249 µg/l etilbenzolt és 933 µg/l xilolt tartalmaz [155].



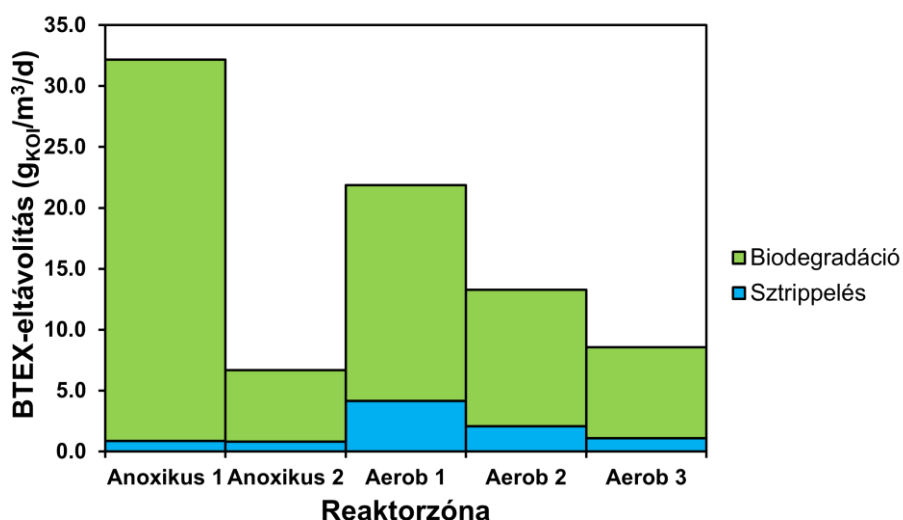
4.5. ábra: A BTEX-eltávolítási rendszer modellkonfigurációja (saját szerkesztés)

A Sumo22 forgatókönyv-elemzési funkciójának használatával az iszap tartózkodási idő és az utólevegőztető tartályok léghozama bemeneti paraméterekként lettek specifikálva, amelyeket az állandósult állapotú szimulációk között vagy a dinamikus futtatások során módosítani lehet. Így hatékonyan kiértékelhető a fűvő-energiaigény, az éves aktív-szén-szükséglet és az eltávolított BTEX-szennyezőanyagok mennyiségének változásai. A BSM1 iránymutatása szerint az iszap tartózkodási idő (SRT) szabályozása érdekében a Sumo22 automatikusan állítja a fölősiszap elvételét. A BSM1 előírásain túlmenően az aerob reaktortérben az oldotttoxigén-koncentráció az elfolyó ammónium-célérték alapján kerül szabályozásra, amelynek beállítása 0,6 mgN/l; 0,5 és 2 mg/l minimális és maximális megengedett oxigénkoncentráció mellett – a megfelelő keveredés biztosítása és a túlvelegőztetés elkerülése érdekében.

4.3.2. A BTEX-ELTÁVOLÍTÁSI MODELL EREDMÉNYEI ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A szimulációs eredmények értelmezéséhez a modell kimenetei a szennyezőanyag-terhelésre, a szennyvíz-összetételi profilokra és a tisztítottvíz-minőségre vonatkoznak. Emellett kimeneti változóként lettek specifikálva az erőforrásokkal kapcsolatos számítások is, különös tekintettel a levegőztetési igényre és az aktívszén-fogyasztásra. A Sumo22 matematikai szolver algoritmusai látják el az üzemszintű modellezéshez szükséges differenciálegyenletek megoldását. Az esettanulmányok az iszap tartózkodási időre és a levegőztetés általi sztrippelésre épülő érzékenységvizsgálatot és az aktívszén-eljárás üzemi ciklusainak egy lehetséges optimalizációs esetét mutatják be.

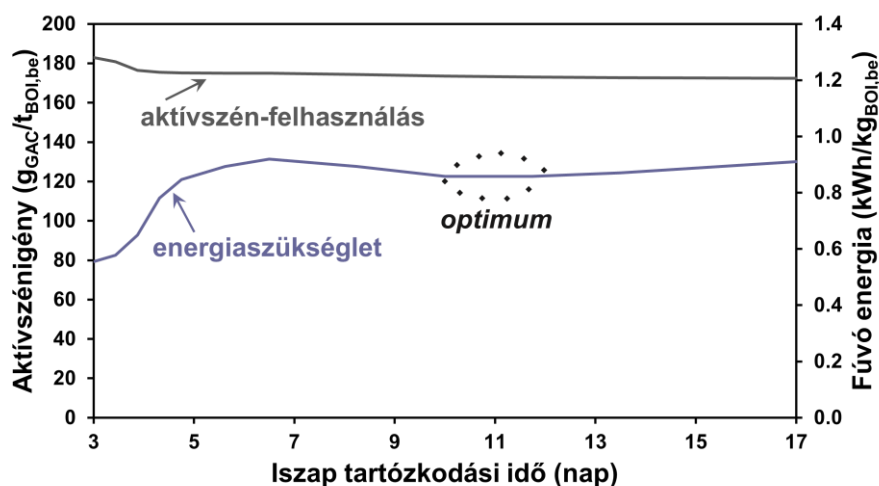
A BSM1 alapszcenáriót alkalmazó állandósult állapotú szimuláció alapján a 4.6. ábra mutatja be a biológiai kezelés során a BTEX-komponensek összegzett eltávolítási profilját, fajlagosítva az eltávolított szervesanyag-tömegáramot a reaktortérfogatra. A BTEX-lebontás és -sztrippelés sebessége dugóáramlás-szerű gradiens szerint alakul a medence hossza mentén. A lebomlás az első anoxikus zónában a legjelentősebb, mert a BTEX-vegyületek itt szolgálnak legnagyobb koncentrációban szubsztrátumként a biomasszának. A második anoxikus térrészben a biológiai felvétel csökken, mivel a rendelkezésre álló szubsztrátum korlátozottabb; de amikor a szennyvíz az első levegőztetett zónába kerül, a lebontási sebesség a gyorsabb aerob reakciók miatt megnő. A BTEX-komponensek gáztranszport útján történő eltávolítása elsősorban az aerob zónákban figyelhető meg, ahol a levegőztetés során fellépő kihajtás mechanizmusa az illékony komponensek jelentős részét eltávolítja.



4.6. ábra: BTEX-eltávolítás a különböző reaktorzónákban (saját szerkesztés)

Az anoxikus szakaszokban a deszorpció jellemzően a folyadékfelszín és a légkör közötti határfelületre korlátozódik. Az aerob térrészek mentén a biodegradáció és a sztrippelés általi eltávolítás a BTEX-szennyezők koncentrációcsökkenésének feleltethető meg az eleveniszapos tisztítási folyamat során.

Az első modellkísérletben a tesztkonfiguráció állandósult állapotban, száraz időszakra jellemző konstans beállításokkal futott a Sumo22 kombinált szolvereinek használatával. Az érzékenységvizsgálat futtatások sorozatát jelentette változó SRT-vel, számszerűsítve a fűvő teljesítményfelvételét és az időszakos GAC-ágycseréhez szükséges aktív szén tömegáramát. A BSM1 specifikációkra vonatkozó nyers szennyvíz befolyó jellemzőiből kiindulva a 4.7. ábra szemlélteti a befolyó biokémiai oxigénigényre vonatkoztatott levegőztetési energiafogyasztást és aktívszén-igényt, hogy általánosabb eredményeket kapjunk a referenciatelep kapacitásától függetlenül.

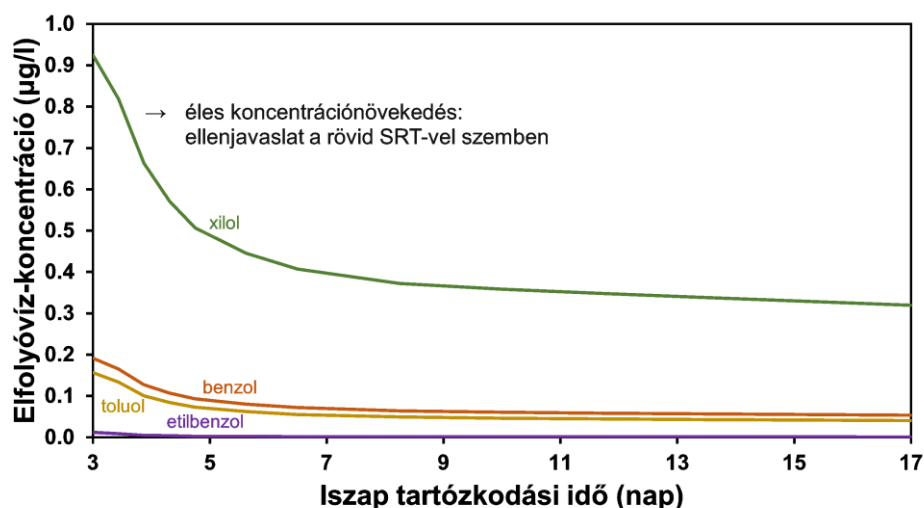


4.7. ábra: Erőforrásigény az SRT függvényében (saját szerkesztés)

20 °C szennyvízhőmérséklet mellett az eredmények azt mutatják, hogy az aktívszén-szükséglet csökkenése a 3-6 nap SRT-tartományban a legjelentősebb, ugyanakkor a fűvő arányosan sokkal nagyobb teljesítményt igényel a növekvő biomassza-koncentrációval járó oldottoxigén-igény kielégítéséhez. Ez az SRT-tartomány azonban nem jellemző a szennyvizet újrahasznosító rendszerekre, ugyanis magas vízhőmérsékleten is hosszabb tartózkodási időre van szükség a megfelelő tápanyag-eltávolításhoz, például a teljes nitrogéneltávolításhoz általában 10-15 nap szükséges. Ha az SRT e tartomány alá esik, a folyamat csak részleges eltávolítást biztosít. Ezzel szemben, ha az SRT meghaladja ezt a tartományt, a telep energiahatékonyságának veszteségével járhat [156]. 6 nap felett az aktívszén-igény további csökkenése már kevésbé jelentős.

Ennek az az oka, hogy a GAC-oszlopok által kezelt szervesanyag-terhelés nagy része oldott, biológiailag inert²⁴ szerves anyagokból áll, amelyek oxidációja nem fokozható a biomassza tartózkodási idejének növelésével. Azonban az ammóniumkoncentráció visszacsatolásának bevezetésével, az oxigénellátás hatékony szabályozása érdekében, az SRT 6 nap fölé emelése bizonyos mértékig csökkenti a levegőztetési energiaszükségletet, mivel így az ammóniumoxidáló baktériumok számára kevesebb O₂ is elegendő a kívánt ammónium-célérték eléréséhez. A szükségtelenül hosszú SRT specifikáció rontja az energiahatékonyságot, mivel a koncentrált iszap levegőbevitelének összességében megnő. A BSM1 rendszer optimális SRT tartománya 10-12 nap az ammónium-vezérelt hatékony levegőellátás-szabályozással.

Az üzemeltetési költségek mellett a mikroszennyező anyagok eltávolításának mértéke szintén kiemelten fontos szempont a szennyvíz-újrahasznosításban. Ennek szemléltetése érdekében a 4.8. ábra tisztított víz BTEX-koncentrációit mutatja az SRT függvényében. A BTEX-eltávolításban mutatkozó különbség a 3-6 nap SRT-tartományban a legjelentősebb, mivel a GAC-ágyon keresztül nagyobb mennyiségű szennyezőanyag kerül át, hiszen nem jutott elegendő idő a biomassza általi lebontásra.



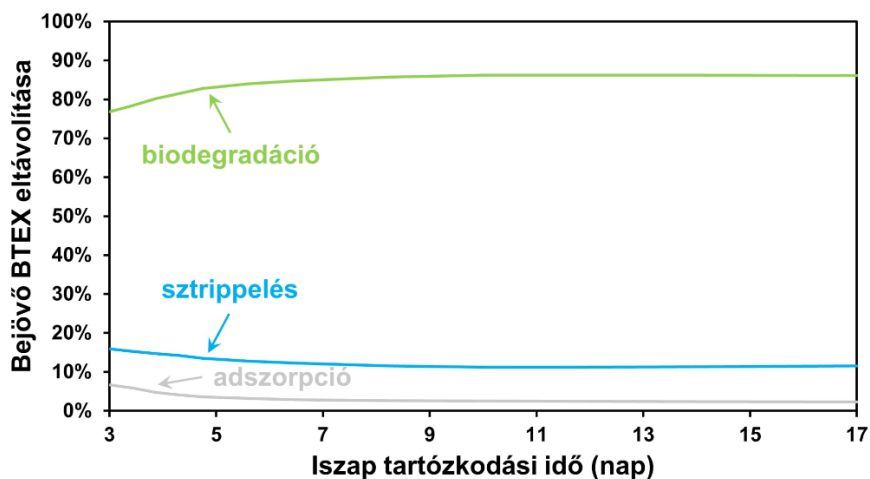
4.8. ábra: Elfolyó BTEX-koncentrációk az SRT függvényében (saját szerkesztés)

Következésképpen fontos kiemelni, hogy az eleveniszapos technológiát mindig felelősségteljesen szükséges üzemeltetni, nem engedve, hogy az SRT a tápanyag-eltávolításhoz szükséges szint alá csökkenjen, mivel a GAC-kezelés a felhasználási esettől függően (például mezőgazdasági célú újrafelhasználás,

²⁴ Inert: Nem lebomló anyag, amely környezetével nem lép reakcióba

ivóvízellátás) nem biztos, hogy a terhelésben lévő többletet kellőképpen adszorbeálja a hatósági előírásoknak megfelelően [157]. A mikroszennyező anyagok eltávolításának hatékonyság-csökkenését kimutatták egy rosszul működő utóülepítőben, amelyben a fázisszétválasztás üzemzavara eleveniszap-elúszáshoz és biomassza-vesztéshez vezetett [158].

A 4.7. ábra eredményeiből következtetve, a GAC-egység terhelése nagyrészt oldott, nem biodegradálható vegyületek formájában van jelen; ezért csak korlátozott mértékben lehet csökkenteni a karbantartási költségeket az ágycsere gyakoriságának minimalizálásával, az eleveniszapos folyamat intenzifikálásán keresztül. A 4.8. ábra alapján viszont megállapítható, hogy minél hatékonyabb a tápanyag-eltávolítás, annál jobb a szennyvíz minősége, beleértve az alacsonyabb BTEX-koncentrációkat is. A szennyvízből történő széneltávolítást célzó ultrarövid SRT-eljárások (<4 nap) nagy hatékonyságot mutatnak a szervesanyag-leválasztásban és a szennyvíztisztító telepek energia-visszanyerési arányának növelésében [159]. Mivel a szennyvíz-újrahasznosítás során a környezetbiztonságot is feltétlenül szükséges előtérbe helyezni, az ammónium-célértéken alapuló levegőztetés-szabályozás megvalósítása segíthet az SRT optimum meghatározásában az energiahatékonyság érdekében; ugyanakkor elkerülve a rövid SRT-hez köthető veszélyes üzemállapotokat, amelyek exponenciálisan növekvő mikroszennyező-koncentrációkhoz vezetnének.

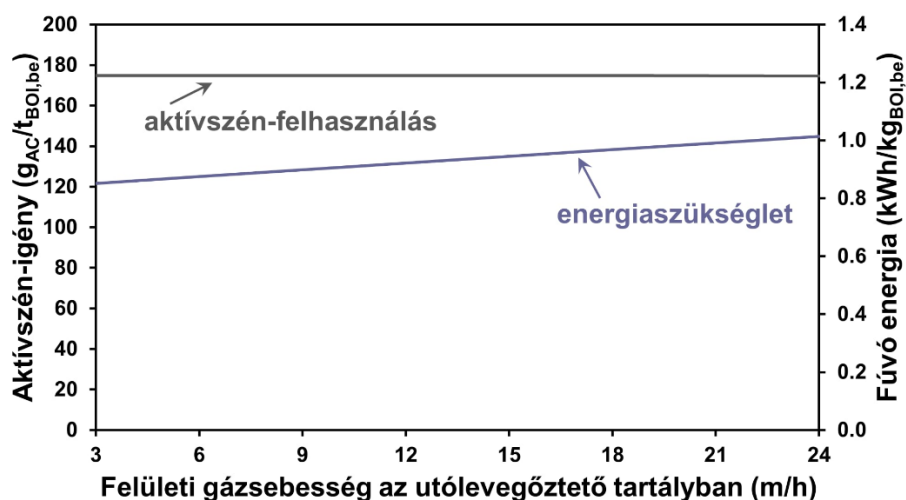


4.9. ábra: BTEX-eltávolítási mechanizmusok az SRT függvényében (saját szerkesztés)

A 4.9. ábra a bejövő BTEX-szennyezők eltávolításának mechanizmusait mutatja százalékos arányban (biodegradáció, sztrippelés, adszorpció) az iszap tartózkodási idő függvényében, kiemelve, hogy a biodegradáció dominál (75–85%

között). Eközben a strippeléssel és adszorpcióval eltávolított mennyiségük csökken. Ezek az értékek az összes BTEX-vegyület eltávolított és befolyó tömegáramának arányából származnak, KOI-terhelésben kifejezve. Az SRT növelésével (3–17 nap) meredeken nő a biológiai lebontás mértéke, az anoxikus zónák hatékonyabbak.

A következő érzékenységvizsgálat a létesítmény utólevegőztető tartályainak különböző intenzitású levegőellátásán alapul. Az állandósult állapotú szimulációkban az utólevegőztető cella léghozama változott – és nem az eleveniszapos medencék DO célértékei – ugyanis az oxigénátadás az utóülepítő felülűszojában hatékonyabb, mint az eleveniszap közegében, hiszen nincsen biomassza általi oxigénfogyasztás és az α -tényező értéke is nagyobb. A 4.10. ábra a BOI-re fajlagos levegőztetési energiaigényt és az aktív-szén-fogyasztást szemlélteti a felületi gázsebesség függvényében – amely a levegőáramot az utólevegőztető reaktor felületére vetítve fejezi ki. Bár a levegőellátás növelésével az energiaszükséglet emelkedése kevésbé jelentős, mint az iszapkor növelése esetén megfigyelt tendencia, az aktív-szén-felhasználásban csak elhanyagolható mértékű költségmegtakarítás érhető el.

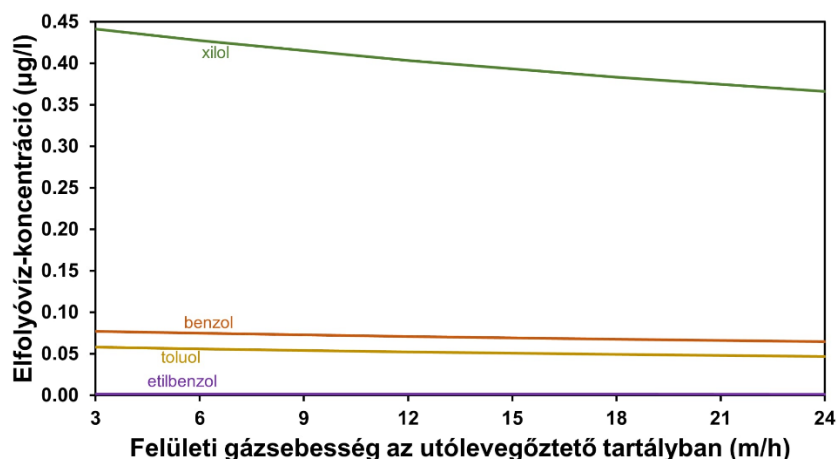


4.10. ábra: Erőforrásigény a felületi gázsebesség függvényében (saját szerkesztés)

A BTEX-vegyületek összesített eltávolítási hatásfoka már a legalacsonyabb felületi gázsebesség mellett is igen magas (99%), és mivel a GAC-szűrésre visszamaradó szervesanyag-terhelés döntő hányada nem illékony, tehát levegőztetéssel nem távolítható el, a maradék BTEX-frakció eliminálásával már csak enyhe további javulás érhető el. Megjegyezzük, hogy a tanulmányban vizsgált szennyvízáramok kommunális viszonyokra jellemzőek, ahol a BTEX-koncentrációk csekélyek a többi szennyezőanyagéhoz képest. De sokkal koncentráltabb szennyvíz

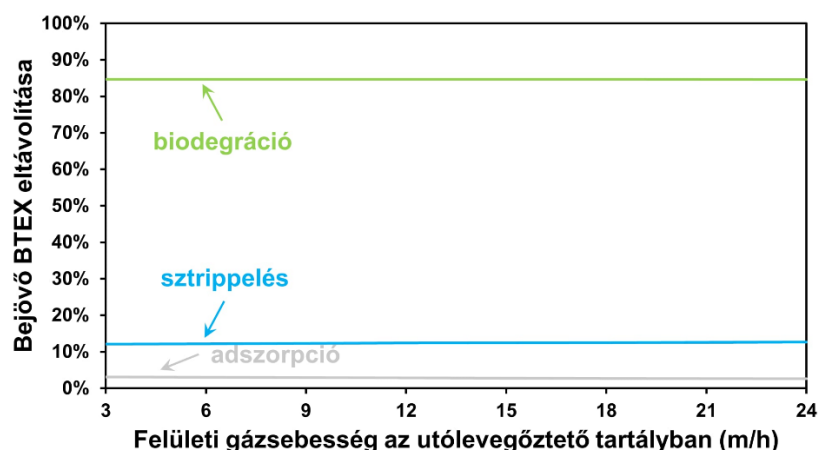
esetén, különösen a kőolajiparban [160], a VOC-k fokozott sztrippelésére irányuló javaslat új értelmet nyerhet a GAC-töltet felhasználásának csökkentése érdekében.

Az átlegevőztetés fokozásának hatását az elfolyó víz BTEX-koncentrációira a 4.11. ábra szemlélteti. A környezetbiztonságot tekintve a szennyvíztisztító telepeken előforduló üzemzavarok – például a biológiai tisztítás hatékonyságának átmeneti romlása – hirtelen BTEX-terhelésnövekedést idézhetnek elő az aktív szenes oszlopok felé. Ilyen esetekben az online monitoring rendszerek riaszthatják az üzemeltetőket, lehetővé téve a levegőztetés intenzitásának időszerű módosítását még az adszorpciós folyamatot megelőzően, ezzel elkerülve a negyedik tisztítási fokozat kimeneti vízminőségi határértékeinek túllépését. Bővebben az 5. fejezetben ismertetem a BTEX-modell alkalmazását az ilyen típusú forgatókönyvekben.



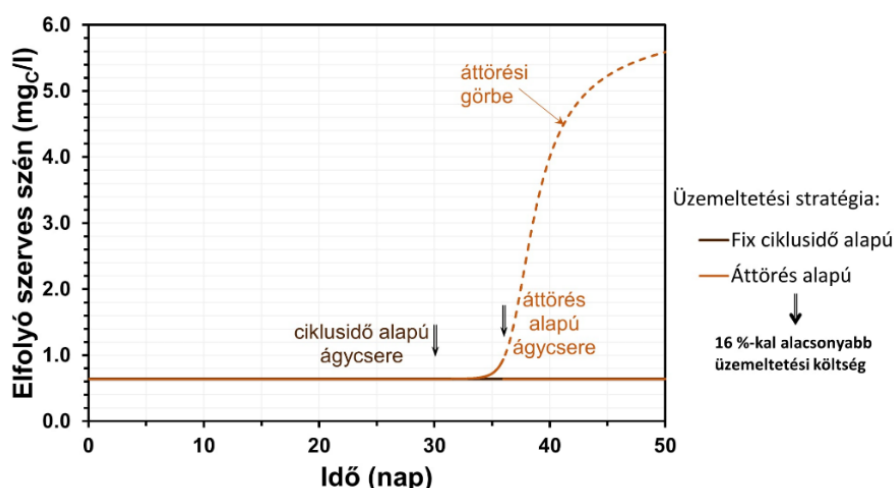
4.11. ábra: Elfolyó BTEX-koncentrációk a felületi gázsebesség függvényében (saját szerkesztés)

A 4.12. ábra ismerteti, hogy a sztrippelés aránya csak kismértékben nő a felületi gázsebesség (3–24 m/h) emelkedésével. A biodegradáció hozzájárulása stabil marad (~85%) – hiszen az utólevegőztető zóna az eleveniszapos rendszer után helyezkedik el, miután az utóülepítő a biomasszát a folyadékfázistól elválasztotta –, míg az adszorpció pedig gyakorlatilag alig csökken. Ez igazolja, hogy a levegőztetés intenzitásának növelése elsősorban az illó komponensek eltávolítását fokozza, de korlátozott hatással van a teljes költségre; mivel a maradék, nem illékony terhelés GAC-t igényel. A magas (99%) alapeltávolításból kiindulóan, a további sztrippelés csak marginális javulást hoz, összhangban a modellszámításokkal.



4.12. ábra: BTEX-eltávolítási mechanizmusok a felületi gázsebesség függvényében (saját szerkesztés)

A 4.13. ábra két eltérő GAC-üzemeltetési stratégia összehasonlítását mutatja be dinamikus futásokkal modellezett kísérletek alapján. Az előre ütemezett (egyhónapos) időintervallum szerinti ágycsere előnyös lehet az elfolyó vízminőség stabilan tartása szempontjából, azonban ez költséghatékonyság szempontjából hátrányos, mivel a szén hasznos adszorpciós kapacitásának egy része elvész. Az elfolyó víz szervesanyag-monitorozásának (pl. online TOC-szondák alkalmazásának) felhasználása az ágy áttörési kapacitásával szinkronizált cseréhez – vagyis amikor a meghatározott elfolyó koncentráció határértéket eléri – több mint 15% üzemeltetési költségcsökkentést tehet lehetővé GAC esetén.



4.13. ábra: GAC-tornyok üzemeltetési stratégiái (saját szerkesztés)

A szennyvíztisztításból származó szerves mikroszennyezőket adszorbeáló kisléptékű GAC-kísérletek során megfigyelték, hogy amennyiben a befolyó koncentrációk meghatározott küszöbértékek alatt maradtak, a relatív áttörési jelenség

nem változott. Ennek megfelelően az eltávolító kapacitás közvetlenül arányos volt a befolyó koncentrációval. A kutatók azonban megjegyezték, hogy az oldott szerves szén (DOC) specifikus átbocsátásának használata önmagában nem elegendő az áttörési görbék generálásához [161]. A jelen kutatás célja azonban nem a pontos áttörési görbék kidolgozása, hanem a kimerülés robusztus szimulációja az adszorpciós kapacitás specifikációja alapján; támogatva a GAC-ágyak cseréjének ütemezéséről szóló döntéshozatalt, valamint az üzemeltetési és szabályozási stratégiák értékelését.

A tanulmányban végzett modellkísérletek rávilágítottak a dinamikus modellezés alkalmazhatóságára a környezetbiztonsági és környezetmérnöki gyakorlatban. A vizsgálatok kielemezték, hogy az eleveniszapos technológia üzemeltetési paraméterei miként befolyásolják egyes VOC-vegyületek eltávolításának hatékonyságát, továbbá a granulált aktív szén felhasználását az utókezelésnél.

A modell verifikációja a gázkibocsátások ellenőrzésével történt, amely megerősítette, hogy az üzemszintű szimuláció a várakozásoknak megfelelően működik. Ez az O_2 - és CO_2 -koncentrációk, valamint az N_2O -emisszió előrejelzésének vizsgálatán alapult. A kombinált biológiai és aktív szén-alapú módosult BSM1 konfiguráció esetében a modell 99% feletti összesített eltávolítási hatásfokot jelez a BTEX-komponensek koncentrációjának nagyságrendi csökkenésére, összhangban a kísérleti eredményekkel [147]. Mindazonáltal előrelépést jelentene a modell validálása valós szennyvíztisztító telepen mért gázfázisú BTEX-koncentrációk alapján.

Mivel a BTEX-vegyületek a kommunális szennyvízben jellemzően alacsony koncentrációban vannak jelen, a GAC-karbantartási költségek csökkentése pusztán az eleveniszapos technológia optimalizálásával korlátozott lehetőségeket kínál. Ennek oka, hogy a GAC-oszlopokra kerülő anyagok jelentős része inert és nem illékony, így biológiai lebontással vagy sztrippeléssel nem távolítható el.

A modellek olyan változók átlátását is lehetővé teszik, amelyek mérése nehézkes vagy költséges, ezáltal támogatva a szakembereket a folyamatok mélyebb megértésében. A szimulációk akár valós idejű csatlakozást is nyújthatnak az üzemi rendszereknek, hatékony eszközt adva a szennyvíztisztítás optimalizálásához [162].

Fontos hangsúlyozni, hogy a tanulmány az üzemszintű folyamatszimuláció gyakorlati alkalmazhatóságára fókuszál, különös tekintettel a VOC-vegyületek szerepére a biológiai szennyvízkezelésben, valamint a fizikai-kémiai kezelési lehetőségekre. Az eredmények a BSM1 referenciatelepre épülnek, ezért más szennyvízösszetételek esetében nem tekintendők általánosan érvényesnek.

4.4. ÜVEGHÁZHATÁSÚ GÁZKIBOCSÁTÁS FIXFILMES SZENNYVÍZKEZELŐ ELJÁRÁSBAN

A szennyvízkezelési folyamatok során jelentős mennyiségű üvegházhatású gáz (GHG) kerül a légkörbe, amelyek közül leginkább a szén-dioxid (CO_2), a metán (CH_4) és a dinitrogén-oxid (N_2O) kibocsátása számottevő. Az Éghajlatváltozási Kormányközi Testület (IPCC) ajánlása alapján e gázok összehasonlítására bevezetésre került a globális felmelegedési potenciál (GWP) fogalma [136], ami azt fejezi ki, hogy az egyes gázok milyen mértékben járulnak hozzá a globális felmelegedéshez a szén-dioxidhoz viszonyítva. A referencia tehát a CO_2 , a másik két gáz felmelegedési hatását hozzá képest, meghatározott időtartamra vonatkozóan értékeljük.

Az IPCC számításai szerint a GWP értéke 100 éves időtávlatban metán esetén 25, dinitrogén-oxid esetében pedig 298. Ez azt jelenti, hogy 1 gramm CH_4 kibocsátása körülbelül 25 gramm CO_2 -nek megfelelő hatással bír a globális felmelegedés szempontjából. A GWP meghatározásánál továbbá lényeges szerepet játszik az adott gázkomponens átlagos légköri élettartama: a metáné mintegy 12 év, míg a dinitrogén-oxidé 114 év [136].

A keletkező szén-dioxid- és metánmennyiség nagymértékben függ a szennyvíz szervesanyag-tartalmától, amelyet jellemzően a biológiai oxigénigény és a kémiai oxigénigény értékeivel lehet kifejezni. Emellett a szennyvíz hőmérséklete és a kezelőeljárás típusa is befolyásolja a kibocsátott gázok mennyiségét. A dinitrogén-oxid emisszió elsősorban a beérkező szennyvíz nitrogéntartalmától függ [163].

A következőkben bemutatásra kerül néhány, szennyvíztisztító telepekre kidolgozott üvegházhatásúgáz-kibocsátási becslési módszer – az egyszerű fajlagos értékeken alapuló kalkulációktól egészen a biokinetikai modellek alkalmazásáig. Ezt követően a matematikai modellezési módszertant egy fixfilmes technológiát alkalmazó félüzemi rendszerre adaptáljuk, amelynek segítségével számszerűsíthetővé válik a GHG-kibocsátás, továbbá ezen eredmények alapján az üzemeltetési paraméterek optimalizálására is javaslatokat teszünk.

4.4.1. AZ ÜVEGHÁZHATÁSÚ GÁZKIBOCSÁTÁSOK SZÁMSZERŰSÍTÉSE ÉS A MODELLKONFIGURÁCIÓ

Az IPCC-útmutató által kidolgozott módszertan a kibocsátások becslését nem technológiánként vagy telepszinten, hanem országos átlagértékek alapján végzi. A számítás az éves szerves- és tápanyagterhelésből indul ki, amelyet fajlagos emissziós

tényezők segítségével éves emisszióra vetít. Metán esetében a módszer korrekciós tényezőt alkalmaz a rendszer aerobitásától függően, míg a dinitrogén-oxidra vonatkozóan 3,2 g_{N₂O}/fő/nap fajlagos értékkel számol [136]. Bár a módszer jelentős bizonytalanságot hordoz, előnye, hogy kis adatigényű és gyors becslést tesz lehetővé.

A Bridle-modell hat fő részterületre bontja a kibocsátási forrásokat: biológiai szennyvízkezelés, kémiai szennyvízkezelés, iszaprohasztás, iszaphasznosítás, biogázhasznosítás és telepi energiafelhasználás. A biológiai folyamatokból származó széndioxid-egyenértékű kibocsátások tovább bonthatók a szervesanyag-lebontás, az oxidációs folyamatok, illetve a nitrifikáció és denitrifikáció során képződő dinitrogén-oxid-komponensekre [164].

A szennyvíztelepek közvetett GHG-kibocsátása az energiaellátás révén is jelentős, mivel az energiatermelés során szintén CO₂, N₂O és CH₄ keletkezik. Az egyes energiaforrások emissziós tényezői között jelentős különbségek figyelhetők meg: 1 kWh előállítása során egy széntüzelésű erőmű 877 g_{CO₂}-t, a kőolaj-tüzelésű 604 g_{CO₂}-t, míg a gáztüzelésű 353 g_{CO₂}-t bocsát ki. Ezzel szemben a vízerőművek (10 g_{CO₂}/kWh) és az atomerőművek (9,3 g_{CO₂}/kWh) kibocsátása lényegesen alacsonyabb. A szennyvíztelepi energiaszükségletből származó GHG-emisszió becsléséhez minden esetben ajánlott az adott országra jellemző „energia-mix” figyelembevétele, amely megmutatja, hogy a különböző forrásokból milyen arányban származik az energia. A Bridle-modell segítségével az emissziók a biológiai és kémiai folyamatok sztöchiometriája és konverziós tényezői alapján egyszerűen összesíthetők. Ugyanakkor a modell számos közelítést alkalmaz, például a biomassza összegképletének meghatározásánál vagy a konverziós tényezők bevezetésénél [164].

Ezen közelítések bizonytalanságának csökkentésére dinamikus modellek alkalmazása javasolt, amelyek képesek figyelembe venni a szennyvízösszetétel időbeli változását, illetve ennek hatását a biológiai folyamatok és az egyes technológiai egységek hatékonyságára is [165].

A GHG-kibocsátás pontosabb meghatározása érdekében a biokinetikai modellek tartalmazzák a különböző nitrogénformák mechanizmusainak egyenleteit. E célra több elterjedt modell is létezik, például a BSM2 [166], az ASM-2N4DN [167], a Sumo4N [142], valamint a Mantis 3 modell [168]. A modellek a nitrifikációt kétlépcsős, a denitrifikációt pedig néglépcsős folyamatként kezelik, így lehetővé teszik az egyes nitrogénformák (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, NO, N₂O, N₂) közvetlen számszerűsítését és nyomon követését.

Az említett folyamatok az ammóniumoxidáló és a nitritoxidáló szervezetek anyagcsereútjain alapulnak. Az ammóniumionok először hidroxilaminná (NH_2OH), majd nitritté alakulnak, miközben a nitritképződés során melléktermékként dinitrogén-oxid (N_2O) keletkezik. A nitritionok felhalmozódása a gáz intenzívebb felszabadulásához vezethet. Az autotróf denitrifikáció folyamata pedig kis oldottoxigén-koncentráció mellett jellemző, amikor az ammónium-oxidálók oldott oxigén hiányában a nitrit-ionokat is képesek elektronakceptorként felhasználni. Ilyenkor – a denitrifikáció köztes lépéseihez hasonló módon – a nitrit nitrogén-monoxiddá (NO), majd dinitrogén-oxiddá redukálódik [169].

A néglépcsős denitrifikációs folyamatot négy különböző enzim katalizálja (lépésekre lebontva nitrát-reduktáz, nitrit-reduktáz, nitrogén-monoxid-reduktáz és dinitrogén-oxid-reduktáz). Ebben az útvonalban a dinitrogén-oxid a nitrogén-monoxid redukciója révén képződik, végtermékként pedig molekuláris nitrogén (N_2) szabadul fel. A NO felhalmozódása gátolhatja a N_2O nitrogénné történő további redukcióját, ezáltal növelheti a N_2O -kibocsátást. Emellett az alacsony C/N arányú szennyvíz szintén fokozott N_2O -emisszióval jár, mivel a szénforrás hiánya kedvez a részleges denitrifikációnak és az intermedierek akkumulációjának [167].

A Mantis 3 biokinetikai modell az ASM2d sémára épül, kiegészítve többféle szerves szubsztrátum-felvételi úttal, valamint a nitrifikáció és denitrifikáció kétlépcsős bontásával. További jelentős bővítései közé tartozik a kolloidális szerves anyagok szorpciójának modellezése, az anaerob ammóniumoxidáció (Anammox), valamint a gáz-folyadék anyagátadási folyamatok figyelembevétele – nemcsak az oxigén oldódása, hanem a CO_2 , N_2 , CH_4 , H_2 és N_2O abszorpciója vagy deszorpciója is, a k_{La} anyagátadási együttható és a telítési koncentrációk alapján –, továbbá a pH változásai az egyes műveleti egységekben [168]. Megjegyezzük, hogy a GHG-esettanulmányban alkalmazott Mantis 3 modell nem foglalkozik a 3. fejezetben tárgyalt oxigénátadás pontos kinetikai előrejelzésével. Érzékenységvizsgálatának célja annak feltárása, hogy mely üzemparaméterek gyakorolnak csekély hatást a GHG-kibocsátásra és melyek tekinthetőek meghatározó paramétereknek a működtetés szempontjából (a 2.2 ábrán értelmezett másodlagos hozadékként).

A modell egyik legnagyobb előnye, hogy a GPS-X 6.3 szimulátorral használva lehetővé teszi az üvegházhatású gázok (GHG) kibocsátásának számszerűsítését három emissziós kategória (IPCC szerinti Scope 1, 2 és 3) szerint.

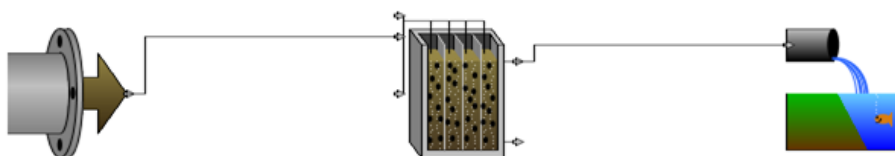
- Közvetlen emissziók (Scope 1): CO₂ felszabadulása aerob, anoxikus és anaerob biológiai folyamatokból; N₂O képződése nitrifikáció és denitrifikáció során; CH₄ fejlődése anaerob körülmények között; üzemanyag-fogyasztásból eredő kibocsátások.
- Közvetett, energiafogyasztásból származó emissziók (Scope 2): szivattyúk, levegőztetés és egyéb energiaigény miatti kibocsátások.
- Anyagfelhasználásból eredő emissziók (Scope 3): vegyszerek, berendezések (pl. membránok, biofilmhordozók) gyártása és anyagok szállítása.

A modell figyelembe veszi az emissziókat kompenzáló tényezőket is, amelyek csökkentik a nettó kibocsátást, például a biológiai CO₂-megkötést (nitrifikáció során) vagy a metán felhasználását (elfáklázás, hő- vagy villamosenergia-termelés) [168].

A vizsgálatokhoz 12 m³ ösztérfogató hatreaktoros kaszkárendszer választottunk, melyben a biofilmhordozó rögzített, kifestett szövetlapokból álló rendezett háló [71]. Az első két reaktorban anoxikus, a további négy reaktorban pedig aerob körülményeket biztosítottunk. A belső recirkuláció révén a hatodik reaktorból származó, nitrátionokban koncentrált víz az első reaktorba kerül visszatáplálásra. A finombuborékos levegőztetés nemcsak az oxigénátadásról gondoskodik, hanem a keverést is elősegíti, így az elődenitrifikációhoz alkalmazott anoxikus reaktorokban is 0,3–0,4 mg/l oldottoxigén-koncentrációt tartottunk fenn. A rendszer főbb méreteit a 4.1. táblázat foglalja össze, a folyamatsémát a 4.14. ábra és az egyik kaszkádelemet a 4.15. ábra mutatja. A konfiguráció egyszerű, hiszen pusztán egy biológiai reaktorsorból áll.

4.1. táblázat: Fixfilmes félüzemi eljárás főbb fizikai paraméterei (saját szerkesztés)

Egység/Paraméter	Érték	Mértékegység
Szennyvíz térfogatárama	0,39	m ³ /h
Szennyvíz hőmérséklete	16	°C
Anoxikus reaktorok térfogata	4,08	m ³
Aerob reaktorok térfogata	7,96	m ³
Reaktormélység	1,87	m
Sorba kötött reaktorok száma	6	-
Biofilmhordozó felülete	193,5	m ²



4.14. ábra: A félüzemi rendszer modellsémája GPS-X szoftverben (saját szerkesztés)



4.15. ábra: A fixfilmes félüzemi kaszkád egyik eleme (saját szerkesztés [69] alapján)

A 4.2. táblázat a félüzemi rendszer átlagos befolyó és kifolyó szennyvízminőségi paramétereit mutatja be. A pusztán biológiai fokozat kiemelkedő tisztítási hatásfokot biztosít KOI (78%), szűrt KOI (74%), $\text{NH}_4\text{-N}$ (>99%) és TN (62%) tekintetében, illetve a TSS (69%) és VSS (70%) eltávolítása is jó eredményt reprezentál.

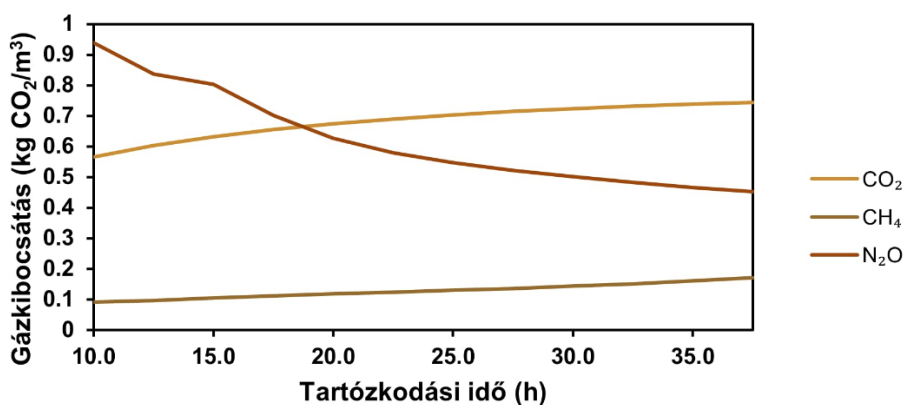
4.2. táblázat: A félüzemi rendszer befolyó és elfolyó vízminősége, napi átlagos értékek figyelembevételével (saját szerkesztés)

Paraméter [mg/l]	Befolyó	Elfolyó
KOI	529	117
Szűrt KOI	144	38
$\text{NH}_4\text{-N}$	46	0,12
Összes N	63	24
Ortofoszfát-P	5,6	6,4
Összes P	9,5	8,2
Lebegőanyag	264	82
Szerves lebegőanyag	227	68

4.4.2. GHG-MODELLFUTTATÁSOK EREDMÉNYEINEK KIÉRTÉKELÉSE

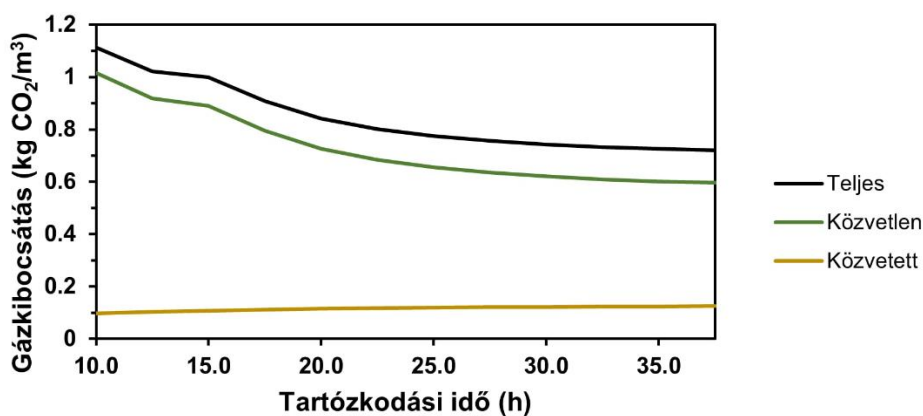
Megvizsgáltuk a fixágyas bioreaktor-rendszerre adaptált modellel [71], hogy kialakítása és üzemi paramétereinek változása hogyan hatnak a GHG-kibocsátásokra. Ezeket $\text{kg CO}_2/\text{m}^3$ kezelt víz egységben fejeztük ki. A következőkben a reaktortérfogat, a hőmérséklet, az oldott oxigén és a belső recirkuláció szerepét mutatjuk be.

A nagyobb reaktortérfogat hosszabb hidraulikai tartózkodási időt (HRT) biztosít, ami a CO_2 - és CH_4 -kibocsátás növekedését eredményezi az intenzívebb szervesanyag-hasznosítás révén (4.16. ábra). Az N_2O -emisszió ezzel szemben csökken, mivel a nitrifikációra és denitrifikációra több idő jut, így a biológiai folyamatok hatékonyabban zajlanak, kevesebb köztes termék halmozódik fel.



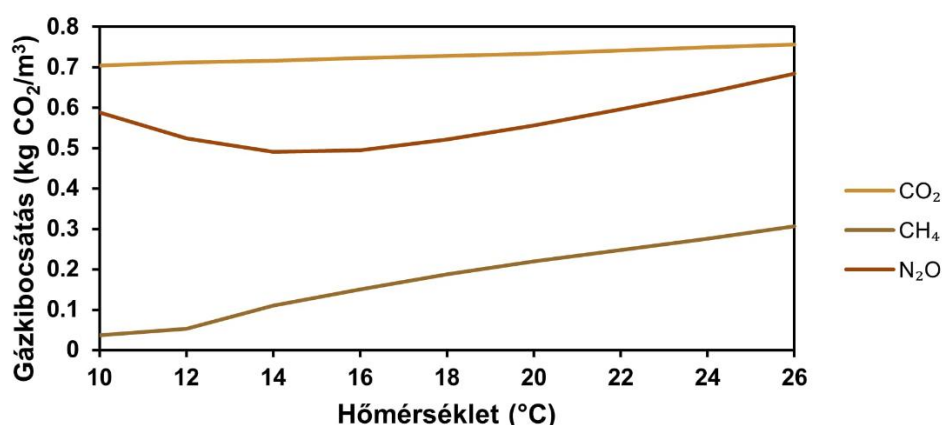
4.16. ábra: A HRT közvetlen GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)

Összességében a közvetlen kibocsátások így mérséklődnek, míg a közvetett emissziók csak minimálisan nőnek, a 4.17. ábra alapján – elsősorban a nagyobb térfogat levegőztetési igénye és az intenzívebb aerob folyamatok magasabb oxigénfogyasztása miatt.

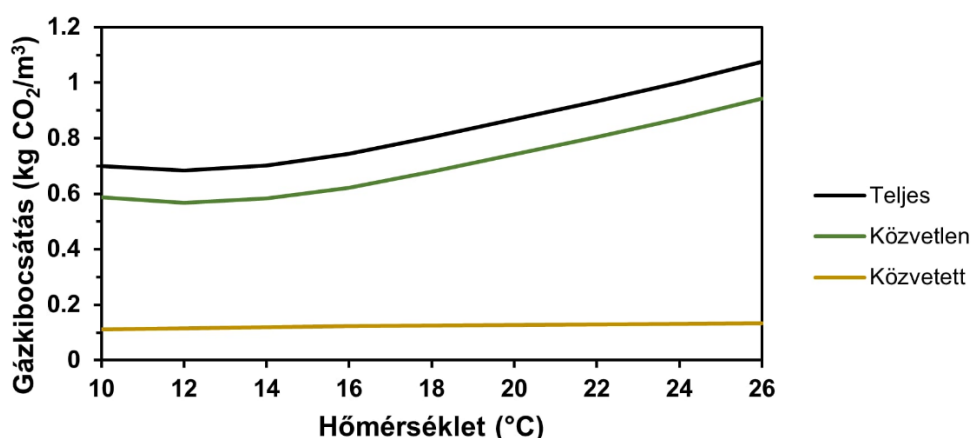


4.17. ábra: A HRT teljes GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)

A biológiai eredetű kibocsátások közül a szén-dioxid a legjelentősebb, ugyanakkor a hőmérséklet emelkedése különösen a metánképződést fokozza, amely a biofilm anaerob rétegeiben zajlik le. Növekvő hőmérséklettel az N_2O képződése is nő a biofilm oxigénhiányos zónáiban (4.18. ábra), ráadásul 14 °C alatti hőmérsékleten a nitrifikáló baktériumok lassabb metabolizmusa miatt több melléktermék halmozódik fel. A közvetlen összkibocsátás így a hőmérséklettel párhuzamosan növekszik a 4.19. ábra szerint, míg az energiafogyasztásból származó közvetett emissziók növekedése elhanyagolható marad – ez utóbbi csupán a hőmérsékletfüggő oxigénoldhatóság csökkenéséből adódó enyhe levegőztetési igény-növekedés miatt figyelhető meg.



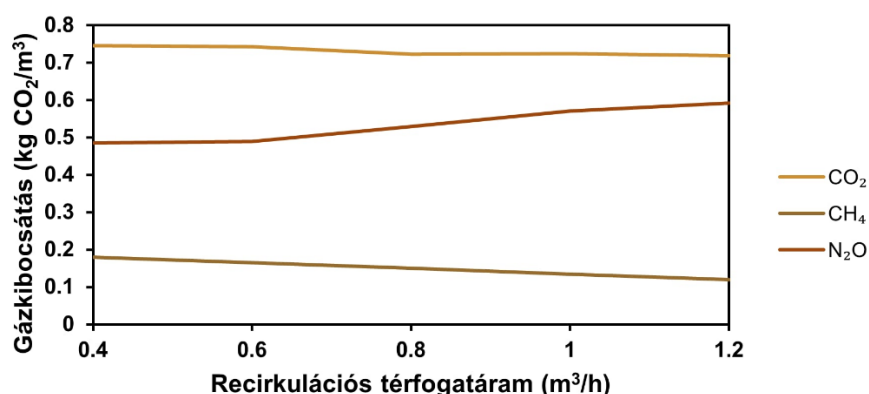
4.18. ábra: A hőmérséklet közvetlen GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)



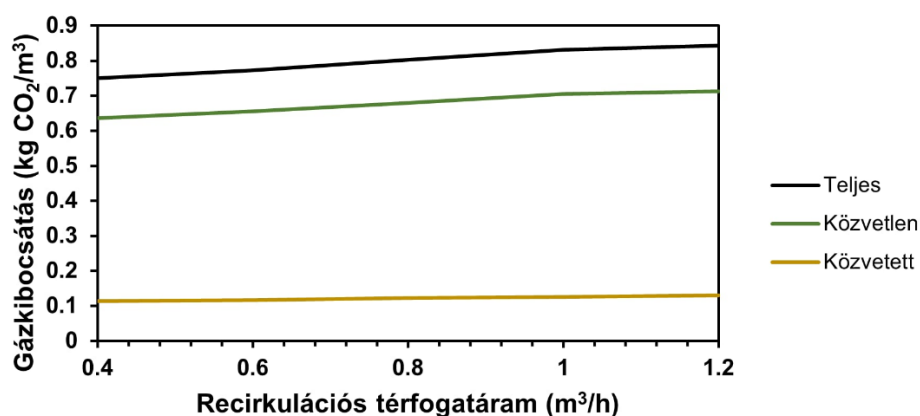
4.19. ábra: A hőmérséklet teljes GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)

A belső recirkuláció könnyen szabályozható paraméter, amelynek térfogatáram-növelését gyakran alkalmazzák a nitrát-eltávolítás hatékonyságának javítására. Ahogyan a 4.20. ábra illusztrálja, ez kismértékben csökkenti a biológiai

CO₂- és CH₄-kibocsátást, ugyanakkor az N₂O-emisszió növekedését idézi elő, mivel a magas nitráttartalmú víz visszatérítése az anoxikus reaktorba alacsonyabb C/N arányt eredményez a kaszkád első szakaszában. Az alacsony szén/nitrogén arány kedvez a részleges denitrifikációnak, így a közvetlen és összesített GHG-kibocsátás egyaránt nő, miközben a recirkulációs szivattyú megnövekedett energiaigénye minimális közvetett emisszió-növekedéssel is jár (4.21. ábra). Tisztítási hatékonyság szempontjából tehát előnyös, GHG-kibocsátás tekintetében azonban hátrányos a recirkuláció intenzitásának növelése.



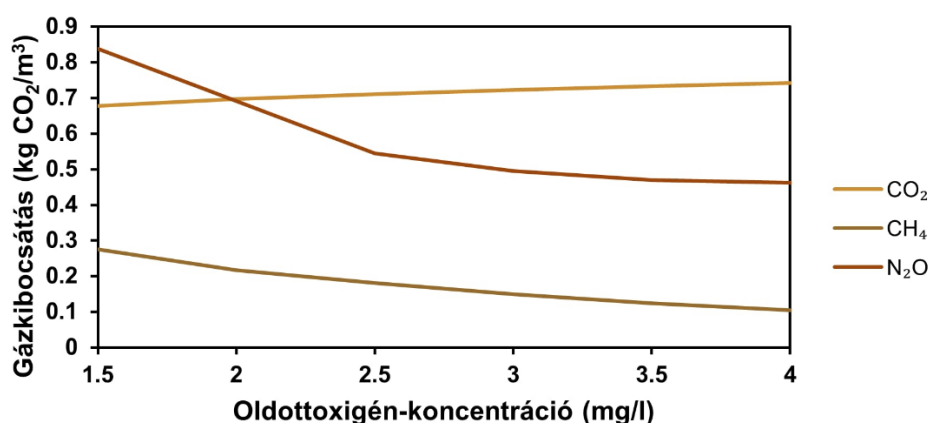
4.20. ábra: A recirkulációs térfogatáram közvetlen GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)



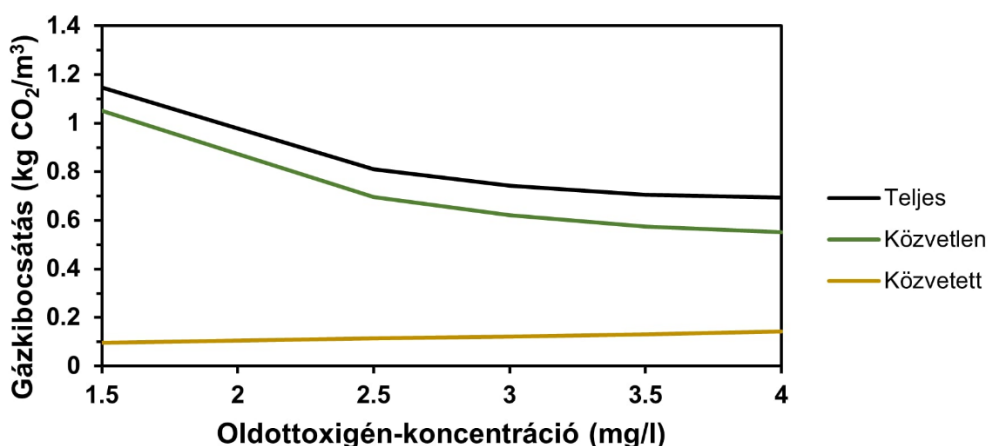
4.21. ábra: A recirkulációs térfogatáram teljes GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)

A 4.22. ábra szerint az oldottoxigén-koncentráció emelésével a közvetlen emissziók közül a CO₂-kibocsátás nő a szerves vegyületek intenzívebb lebontása miatt, ugyanakkor a CH₄- és különösen az N₂O-emisszió jelentősen csökken a fokozottan aerob működés révén. 2,5 mg/l alatti koncentráció mellett az N₂O-felszabadulás élesen nő, mivel az ammóniumoxidáló baktériumok oxigénhiányában –

az autotróf denitrifikáció révén – fokozott N_2O -termelés következik be. A közvetett emissziók a magasabb levegőztetési igény miatt nőnek, ám az összkibocsátás kellően magas – de 4 mg/l alatti – oxigénszinttel jelentősen csökkenthető. Ez a tartomány – legfőképp alacsony hőmérsékleten és magas terhelésnél – stabilizálja a biológiai folyamatokat, noha a 4 mg/l feletti értékek gazdaságtalanok a marginális tisztítási hatásfok-javulás mellett (4.23. ábra).



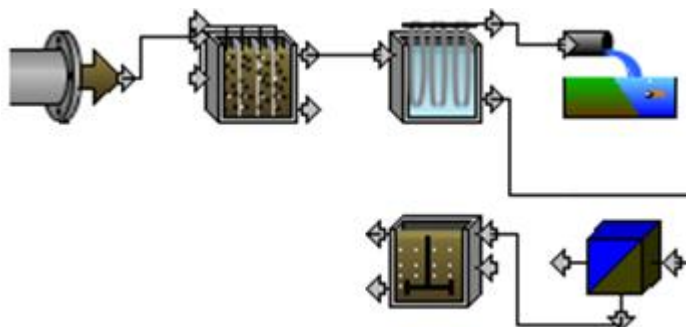
4.22. ábra: A DO-koncentráció közvetlen GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)



4.23. ábra: A DO-koncentráció teljes GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)

Az ezt követő modellkísérletben a GPS-X szoftverben felépített modellt kibővítettem egy fiktív aerob iszapstabilizációs tartállyal, annak vizsgálatára, hogy a reaktorkaszkádból távozó biomassza részleges lebontása mekkora CO_2 -kibocsátást idéz elő. Ezzel rálátást nyerhetünk, hogy egy fixfilmes rendszert alkalmazó telepen keletkező iszap biológiai kezelése (például aerob iszapstabilizációval vagy komposztálással) mennyiben járul hozzá az üvegházgázok kibocsátásához.

A reaktorkaszád bemenő paramétereit továbbra is a 4.2. táblázatban megadott átlagértékeken hagytam. A kibővített modell sémája a 4.24. ábrán látható.



4.24. ábra: Az iszapstabilizációval kiegészített modellséma (saját szerkesztés)

Az iszapkezelés szimulációjához a modellben a reaktorkaszád után elhelyeztem egy képzeletbeli szűrőberendezést fázisszétválasztó műveleti egységként, ami körülbelül 95%-os lebegőanyag-eltávolítási hatásfokot szolgáltat. Az elvett fölösiszap mennyiségét a nyers szennyvíz térfogatáramának 5%-ára állítottam. A fölösiszap-áramot átvezettem egy iszapsűrítő egységen, mely 90%-os szárazanyag-leválasztásra képes, és a keletkező sűrített iszap térfogatárama 10%-a a fölösiszapénak. A sűrítő által elválasztott iszapvízzel nem foglalkozunk, az elsődleges cél az iszapstabilizáció vizsgálata. A sűrített iszapot végül összekötöttem a konceptuális 1 m mély levegőztetett iszapstabilizációs tartállyal, melyben az oldottoxigén-célértéket 2 mg/l értékre állítottam. A térfogatát 0,31 m³-re méreteztem, annak megfelelően, hogy a bemenő biológiailag bontható szerves anyagok 50%-át bontsa le, ahogyan a 4.3. táblázat ezt visszaigazolja. Szemléltetésképpen összefoglaltam a BOI, és TSS koncentrációk értékeit az iszapvonalon.

4.3. táblázat: Modellezett BOI- és TSS-koncentrációk a fiktív iszapvonalon (saját szerkesztés)

	Reaktor elfolyó	Fölösiszap	Sűrített iszap	Stabilizált iszap
BOI (mg/l)	19,07	344,2	2999	1500
TSS (mg/l)	91,25	1756	15340	13490

Iszapstabilizáció során a BOI 50%-os lebontása során fellépő biológiai CO₂-kibocsátás 0,074 kgCO₂/m³ nyers szennyvíz, a levegőztetésből eredő közvetett GHG-kibocsátás pedig 0,013 kgCO₂/m³ víz. Az összkibocsátása így 0,087 kgCO₂/m³ víz. Ehhez képest, a fixfilmes reaktorkaszád közvetlen GHG-kibocsátása egy nagyságrenddel nagyobb: 0,62 kgCO₂/m³, de a 0,12 kgCO₂/m³ mértékű közvetett kibocsátása is meghaladja az iszapstabilizáció összkibocsátását.

Az eredményekből megállapíthatjuk, hogy a biológiai iszapstabilizáció során felszabaduló GHG-kibocsátás nem jelentős, durván 1/9-e a reaktorkaszád kibocsátásának. Ez részben annak köszönhető, hogy a biofilmes eljárás jóval kisebb iszaptermeléssel üzemeltethető a hagyományos eleveniszapos rendszerekhez képest, kisebb a reaktorokból elfolyó lebegőanyag mennyisége [170].

A kutatás során egy kötöttágyas biofilmhordozóval ellátott, félüzemi léptékű szennyvízkezelési rendszer üvegházhatású gázkibocsátásait vizsgáltuk különböző méretezési és üzemeltetési paraméterek mellett. A számításokban biokinetikai modellre épülő algoritmus becsüli a GHG-emissziókat, egy valós félüzemi reaktorkaszádra alkalmazott modellkonfiguráció alapján.

A szimulációs eredmények minden esetben azt mutatták, hogy a közvetlen, biológiai eredetű kibocsátások számottevően meghaladják az energiafelhasználáshoz kapcsolódó közvetett emissziókat. A reaktortérfogat növelése a hidraulikai tartózkodási idő emelkedésével jár, ami a hatékonyabb nitrifikáció és denitrifikáció révén alacsonyabb kiömlő vízminőségi paramétereket és csökkentett dinitrogén-oxid (N_2O) felszabadulást eredményez, miközben a szén-dioxid és metán formájában megjelenő közvetett kibocsátások csak kismértékben növekednek. Ugyanakkor célszerű mérlegelni, hogy a GHG-kibocsátás mérséklése érdekében indokolt-e a biológiai folyamatokhoz szükségesnél nagyobb reaktortérfogat alkalmazása.

A hőmérséklet emelkedése fokozza a biológiai reakciók sebességét, ami kedvezően befolyásolja az elfolyó víz minőségét, azonban növeli az üvegházhatású gázok, különösen a dinitrogén-oxid és a metán képződését. Emellett az oxigén csökkenő oldhatósága miatt a közvetett emissziók is kismértékben emelkednek.

A belső recirkulációs térfogatáram növelése javítja a denitrifikáció hatékonyságát, ugyanakkor a reaktorba visszavezetett víz alacsonyabb szén/nitrogén aránya fokozott dinitrogén-oxid kibocsátást eredményez, ami összességében növeli a teljes GHG-emissziót; ehhez képest a szivattyúzási energiaigényből származó közvetett kibocsátás növekedése elhanyagolható.

Az aerob reaktorokban jellemző oldott oxigénszint növelése kis mértékben fokozza a szén-dioxid-emissziót, ugyanakkor stabilabban aerob körülményeket teremt, így mérsékli a metán- és dinitrogén-oxid-felszabadulást, ezáltal csökkentve az összesített üvegházhatású gázkibocsátást. Mivel az oldott oxigén-szint könnyen szabályozható üzemeltetési paraméter, a levegőztetés szabályozása a GHG-emissziók csökkentésének hatékony eszközeként alkalmazható.

4.5. RÉSZKÖVETKEZTETÉSEK

A kutatási részfeladat üzemszintű modellezéssel tárta fel a szennyvíztisztítás, -újrahasznosítás lehetőségeit az illékony szerves mikroszennyezők (VOC, pl. BTEX) eltávolítására, integrálva a sztrippelési és biodegradációs kinetikai folyamatokat. A dinamikus kísérletek kiemelték az eleveniszapos paraméterek (SRT 10–12 nap optimális tartománya) hatását a VOC-eltávolításra és a GAC-igényre. Szakirodalmi értékekhez hasonlóan kb. 99% BTEX-eltávolítási hatásfokot számszerűsítettünk az IWA BSM1 konfigurációjában, korlátozottan alkalmazva az inert frakciókra.

A modellverifikáció gázkibocsátás-adatokkal (O_2 , CO_2 , N_2O) igazolta a megbízhatóságot. Emellett jövőbeli fejlesztési javaslatokat tártunk fel az ipari BTEX-szennyezésekre (pl. petrokkémia) és valós idejű szimulációkra a lehetséges üzemzavarok kezelésére, hangsúlyozva a kockázatértékelés gyakorlati értékét.

A kötöttágyas biofilm-technológiával működő félüzemi szennyvízkezelési rendszer üvegházhatású gázkibocsátását GPS-X 6.3 szimulátorral vizsgáltuk különböző üzemeltetési paraméterek függvényében, a valós eljárásra adaptált fixfilmes modellkonfiguráció alapján. A közvetlen, biológiai eredetű emissziók (CO_2 , CH_4 , N_2O) meghaladják a közvetett, energiafogyasztásból származókat.

Hosszabb tartózkodási idővel csökkenthető az N_2O -kibocsátás a teljesebb nitrifikáció és denitrifikáció révén, eközben a CO_2 - és CH_4 - emisszió csak kissé nő. A hőmérsékletemelkedés fokozza a CH_4 - és N_2O -képződést a biofilm anaerob zónáiban, illetve a levegőztetési igényt. A recirkuláció intenzifikálása javítja a denitrifikációt, viszont a kisebb C/N arány növeli az N_2O -kibocsátást. A DO növelésekor az aerobitással csökken a CH_4 - és N_2O - emisszió, miközben a CO_2 -kibocsátás csak kismértékben nő, így összességében a GHG-kibocsátás hatékony szabályozója.

Az oxigénátadási kinetikára kidolgozott dinamikus modell univerzálisan alkalmazható egyéb gázok transzportfolyamataira a szennyvízben, demonstrálva a VOC-sztrippelés (BTEX) és GHG-kibocsátás (CO_2 , N_2O) modellezésének sikerességét. A fixfilmes és eleveniszapos rendszerek paramétereinek (SRT, HRT, levegőhozam, DO, hőmérséklet, recirkuláció) érzékenységvizsgálata igazolta a modellezés robusztusságát. Emellett a nitrifikációs, denitrifikációs folyamatok szabályozása kulcsfontosságú GHG-minimalizálási eszköznek bizonyult. Ezáltal a modellüzemi optimalizálás költséghatékony szennyvíztisztítási stratégiát biztosít mikroszennyezők eltávolítására és üvegházhatás csökkentésére egyaránt.

5. SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEPEK ADAPTÁLÁSA NAPJAINK KÖRNYEZETBIZTONSÁGI KIHÍVÁSAIHOZ

Napjaink éghajlati és vízhasználati tendenciái – különösen a globális felmelegedés következtében megfigyelhető lokális hőmérséklet- és csapadékmennyiség-változások, valamint az emberiség növekvő vízigénye – egyre jelentősebb kihívásokat támasztanak a szennyvíz-technológiai rendszerek tervezése és üzemeltetése során. A különféle, sokszor váratlan természeti vagy antropogén eredetű katasztrófaesemények hatékony kezelése érdekében alapvető fontosságú, hogy a szennyvíztisztító létesítmények üzemeltetői minden évszakban megfelelő felkészültséggel rendelkezzenek [171].

Mindez indokoltá teszi olyan, a hazai éghajlati adottságokra és a tipikus szennyvízminőségi jellemzőkre alapozott, szükséghelyzetek esetén alkalmazható műszaki megoldási javaslatok kidolgozását, amelyek a tervezés és az üzemeltetés szempontjából egyaránt hasznosíthatók [172]. A fejezet a klímaváltozási és társadalmi fogyasztási folyamatokra tekintettel, a szennyvízhálózatok váratlan eseményei és trendjei által okozott kihívások kezelésére és a stabil üzemállapot mielőbbi visszaállítására vonatkozó javaslatokat mutat be.

A kutatás egyik kiemelt részfeladata a hosszan tartó csapadékesemények hatásainak értékelése és kezelési lehetőségeinek feltárása, mivel ezen jelenségek összetett módon befolyásolják a telepek hidraulikai- és anyagmérlegét. A levegőztető rendszerek műszaki paraméterei szintén meghatározó szerepet kapnak: a fúvók működési tartományának alkalmasnak kell lennie a hidraulikai csúcsterhelésből adódó megnövekedett levegőigény kielégítésére. A létesítményszintű szimulációk megvalósításához a kutatás során kifejlesztett, kinetikai alapokon nyugvó α -tényező előrejelzési módszer (3. fejezet) kerül alkalmazásra, amely figyelembe veszi az oxigénátadás hatékonysága és a levegőszükséglet üzemeltetés során dinamikusan változó összefüggéseit [173].

Az létesítményszintű modellfuttatások elvégzéséhez a Sumo21 szimulációs szoftvert alkalmazzuk. A csúcsterhelések jellemzői meghatározó szerepet játszanak a szennyvíztisztító telepek műveleti egységeinek tervezésében és a berendezések

kiválasztásában. A folyamatok elemzéséhez a valós üzemeltetési tapasztalatok alapján kalibrált dinamikus modellek hatékony eszközt biztosítanak [130].

Üzemeltetési és stratégiai szempontból a modellezés lehetőséget nyújt az irányítási technikák továbbfejlesztésére, ezáltal potenciális költségmegtakarítások elérésére, valamint hozzájárul a környezetvédelmi előírások hatékonyabb teljesítéséhez szükséges beavatkozási pontok azonosításához [174].

5.1. A SZENNYVÍZ-TECHNOLÓGIA NEMZETVÉDELMI ÉS KÖRNYEZETBIZTONSÁGI KAPCSOLÓDÁSI PONTJAI

A nagyvárosok szennyvíztisztító létesítményei működésének védelme kiemelt közfeladat. Magyarországon a 250 000 lakosegyenérték szennyezőanyag-terhelést meghaladó kapacitású telepeket – amelyek működésképtelenné válása a felszíni víz jelentősen kedvezőtlen állapotát eredményezi – a kritikus infrastruktúrák nemzeti létfontosságú rendszerelemeként kell azonosítani. Ezenfelül európai létfontosságú rendszerelemnek minősül egy szennyvíztisztító létesítmény, ha üzemzavar vagy havária esetén Magyarország és legalább egy szomszédos állam felszíni, illetve felszín alatti víztesteit a határon áterjedő hatás miatt jelentős mértékben és tartósan elszennyezheti [2].

Az alacsonyabb terheltségű létesítmények szintén veszélyeztetettek a természeti és civilizációs eredetű katasztrófák által, amelyek elhárításához indokolt esetben (például műszaki mentés, tereptisztítás) akár a Magyar Honvédség is biztosíthat eszközöket a Katasztrófavédelem számára. Továbbá, a Honvédség állománya felkérés esetén részt vesz a katasztrófavédelmi segítségnyújtásban [175].

A vízminőségi határértékeknek megfelelően, az optimális üzemrend megteremtésével a kibocsátások minimalizálására törekednek az illetékes szakemberek. Ezenfelül a jövőben egyre fontosabb szempont lehet az üvegházhatású gázok – főképp a biológiai kezelés során keletkező N_2O és CH_4 – kibocsátásainak csökkentése is [176]. Akár műtárgyak tisztítása vagy felújítása során is felléphetnek kiesések a tisztítási kapacitásban, kihatva az elfolyó vízminőségre, ezért a karbantartási vagy üzembehelyezési stratégia eltervezésénél lényeges szempont egy alacsonyabb terheltségű, melegebb időjárású időszak kiválasztása, a művelet minél gyorsabb lebonyolítása és a technológiai sorok hatékony felterhelésének megvalósítása érdekében [177]. Azonban, bizonyos katasztrófák okozta hirtelenszerű

események kezelésére minden évszakban fontos, hogy felkészültek legyenek a létesítmények üzemeltetői [173].

A természeti katasztrófák közül a földrengések a szennyvízcsatorna törését, a szivattyúk és a műtárgyak sérülését okozhatják; az árvizek szintén károsíthatják a műtárgyakat, szivattyúkat, és visszanyomhatják a szennyvizet a lakásokba [178]. A klímaváltozás szélsőséges időjárást idéz elő, ami hatással lehet a szennyvíztisztító telepek üzemállapotára. Az erős szél akár telepekre is kiható áramszüneteket eredményezhet, leállítva az összes villamos gép működését, beleértve a nyers szennyvíz betáplálását. Ugyanakkor áramkimaradást civilizációs eredetű katasztrófák (például kibertámadás) is eredményezhetnek [179].

Az éghajlatváltozás szélsőséges csapadékvíz-terhelés formájában is megnyilvánulhat; ismert, hogy a Kárpát-medencében a csapadék mennyisége az elmúlt száz év átlagához képest csökken, viszont az intenzív és visszatérő csapadékesemények száma nő [180]. Az ismétlődő viharok következtében a megnövekedett csapadékvíz-mennyiséggel jelentősen felhígulhat a műveleti egységek tartalma, potenciálisan megnehezítve a – megváltozott összetételű biotartály által végzett – tisztítást.

A haváriaesemények kezeléséhez fontos az üzemeltetők felkészültsége, berendezések méretezésénél pedig lényeges szempont lehet a tartalékkapacitás biztosítása. A mérsékelt óceáni éghajlatú országokban elterjedtek az eseményidőtartam-mérők, az egyesített csatornarendszerek gyakori, hosszú ideig tartó terheltsége révén. Az 5.1 ábra egy nyersvíz-bevezető csatornában telepített viharesemény-mérőt szemléltet (a háttérben a mechanikai előkezelést megkezdő rácsok műtárgyaival). Betonba ágyazott Parshall-csatornával és vízszint-érzékelővel mérik a térfogatáramot és regisztrálják az események kezdetét és végét a csapadékvíz-növekmények alapján. Ez a szennyvíztelep párhuzamos, különálló kiegyenlítő tartályokat alkalmaz egyetlen közös puffervedence helyett; az áramlások szélsőséges ingadozásainak kezelésére, a biológiai tisztítási sorok védelme érdekében. Az egyik készenléti tartály csak a csúcsterheléseket vagy a first flush idején keletkező csapadékvíz-többletet fogadja, míg az alapterhelés a folytonosan üzemelő egységeken halad át. Ez a kivitelezés csökkentheti az energiaköltségeket is azáltal, hogy csak a többlethozamot irányítja a tartályba. A folyamatfelügyeleti és adatgyűjtő rendszer a viharidőtartam-mérőtől szerzett adatok alapján segíti az áramláselosztást [181].



5.1. ábra: Az angliai Walsall Wood szennyvíztisztító telep csapadékesemény-időtartammérője, Parshall-csatornával (saját fotók)

Helytelen üzemeltetés eredményeképp – főként csapadékesemények során – a medencékből kimosódhat a biomassza jelentős része, lerontva a tisztítási folyamatok hatékonyságát, és kiüledő, berothadó iszappal szennyezve a befogadó víztestet. Ilyenkor a katasztrófavédelmi szervek akár az üzemeltetőt is kötelezhetik vízminőség-javító kotrásra, a további környezeti károk megelőzése, mentesítése céljából [182].

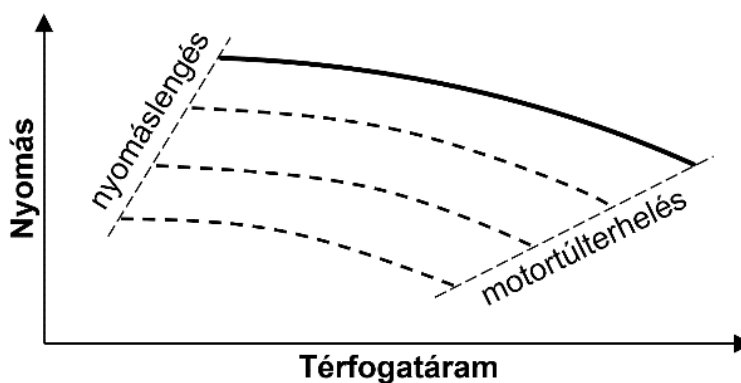
5.2. A SZENNYVÍZTISZTÍTÁS IPARBIZTONSÁGI VONATKOZÁSAI

A szennyvíztelepek általánosabb katasztrófavédelmi kérdéskörébe tartoznak a munkavégzési szabályzatok, többek között a foglalkoztatott munkaerő megfelelő munkavédelmi és tűzvédelmi oktatása, szükséges védőfelszereléssel történő ellátása, illetve – amiért közvetlenül is patogén anyagoknak van kitéve – a kötelező védőoltásokkal való ellátása. A rutinszerű műveletektől eltérő tevékenységekről (különleges mérési kampányok, karbantartási munkálatok) pedig további biztonsági instrukciókkal kell ellátni a felelős szakembereket. A kommunális szennyvíztisztító üzemek nyilvános létesítmények, ezért biztosítani kell a veszélyes területek elszigetelését az üzemlátogatásokon részt vevő emberektől, illetve a személyzetnek tájékoztatnia kell a látogatókat a rájuk vonatkozó veszélyforrásokról [183].

A szennyvíz-technológia egyik fő iparbiztonsági vonatkozása a veszélyes anyagokhoz kötődik. A legtöbb telepen adagolnak vegyszereket (pótszénforrásként, pH-szabályozásra stb.). Bizonyos kemikáliák tűzveszéllyel, maró, mérgező vagy egyéb hatásokkal járhatnak, amelyekről a gyártó köteles tájékoztatást adni a biztonsági adatlapokon. Tárolásukra, szállításukra és mozgatásukra szigorú biztonságtechnikai előírások vonatkoznak az üzemeltetési és karbantartási szabályzatban [184].

Tervezés során szem előtt kell tartani a víz- és iszapvonalai műtárgyak, csővezetékek mechanikailag biztonságos kialakítását, potenciális szivárgások elkerülése végett, amelyek a talaj és a felszín alatti vizek elszennyeződését okozhatják [185]. Ezenkívül biogázvonalon levegőtisztaság-védelmi okokból hasonlóan fontos a szivárgások megelőzése, illetve a nyomás alatti szerkezetek megbízható kialakítása a robbanásveszély elkerülésének érdekében. Szakszerűtlen tervezés vagy üzemeltetés által a levegőszállító vezetékekben repedések, törések keletkezhetnek – a nem megfelelő nyomásviszonyok kialakulása miatt – jelentős energiapazarlást okozva. Karbantartási stratégiák kidolgozásakor arra törekedve kell kiválasztani az eljárásokat és azok gyakoriságát, hogy ne befolyásolják a telep biztonságos üzemvitelét, és hosszú távon ne rontsák a szennyvízkezelés hatékonyságát [40].

Tervezők és üzemeltetők számára is fontos a kiválasztott villamos gépek működési tartományainak megfelelő ismerete, alkalmazkodniuk kell a terhelésből adódó maximumokhoz. Szivattyúk és fűvók esetében nagy nyomás és kis térfogatáram mellett nyomáslengés és a szállított közeg felmelegedése léphet fel, károsítva a motort és a hidraulikus szerkezeteket; túlzottan nagy szállított mennyiségnél viszont a motor terhelődhet túl, az alkatrészek tönkremeneteléhez vezetve. Az energiahatékonyság, illetve biológiai folyamatok stabil működése céljából a gépek teljesítményének szabályozhatósága is hasznos, a terhelés változásainak megfelelően [186].



5.2. ábra: Működési korlátokat bemutató generikus fűvó/szivattyú jelleggörbe (saját szerkesztés)

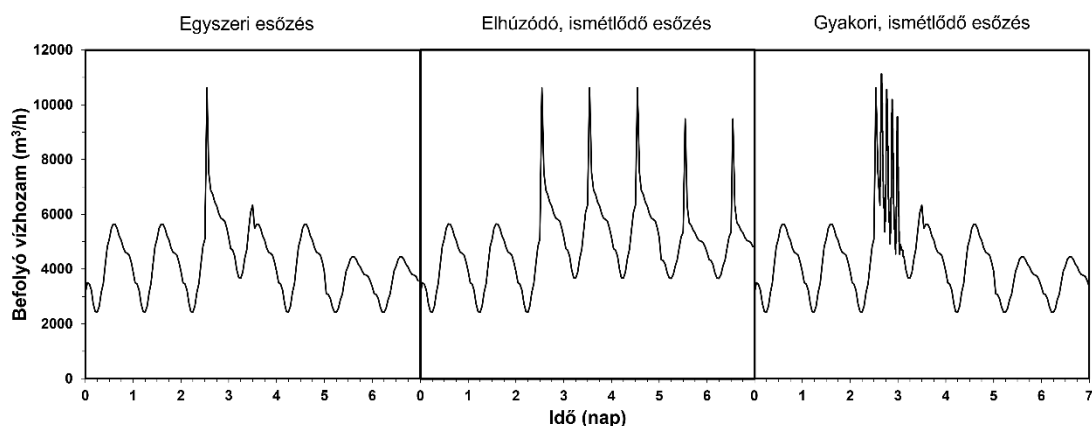
Az 5.2. ábra a centrifugál szivattyúkra és kompresszorokra jellemző jelleggörbéket szemlélteti – a folytonos görbe a névleges maximális fordulatszám esetére vázolja fel a nyomás–térfogatáram profilt, a szaggatott görbék pedig a frekvenciaváltóval szabályozott profilokat jelzik. A görbéket határoló két egyenes mutatja a berendezés – gyártók által rendszerint ismertetett – működési korlátozásait, amelyek átlépése hosszú távon veszélyes az élettartamára és a létesítmény biztonságára nézve [187].

5.3. SZÉLSŐSÉGES IDŐJÁRÁS ÁLTAL ELŐIDÉZETT HAVÁRIÁK ELHÁRÍTÁSA A SZENNYVÍZTISZTÍTÁSBAN

A modellközpontú tanulmány célja, hogy a haváriaesemények elhárítására következtetéseket vonjon le méretezés és működtetés szempontjából egyaránt. A csúcsterhelések jellege mérvadó lehet a műveleti egységek tervezésénél és a berendezések kiválasztásánál, amihez a valós tapasztalatok alapján kalibrált dinamikus modellek hasznos eszköznek bizonyulhatnak. Üzemeltetési stratégiai szempontból a modellezés például irányítási technikák fejlesztésével költségmegtakarítási lehetőségeket tárhat fel, és rámutathat a környezetvédelmi előírások hatékony betartásához szükséges beavatkozásokra [174]. A szennyvíz-technológiában használatos változókra felírt reakciósebesség- és komponensmérleg-egyenletek megoldása biokinetikán alapuló szimulációs környezetet igényel [188].

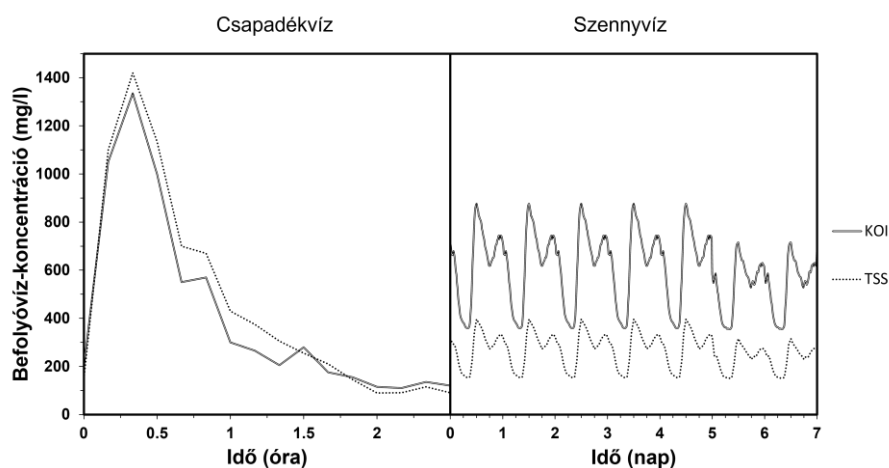
5.3.1. BIOLÓGIAI FOKOZAT LEVEGŐELLÁTÁSÁNAK SZABÁLYOZÁSA

A szimulációkban az 5.3. ábrán bemutatott három különböző egyhetes nyers szennyvíz térfogatáram profil kerül összehasonlításra; Közép-Európára jellemző napi ingadozású, azonos mennyiségű szennyvízzel, viszont eltérő mennyiségű csapadékvízzel [126]. Csapadékvíz szempontjából az első profil egy szokványos viharnek tekinthető, valós adatokból generált egyszeri (a száraz időszaki maximum duplájának megfelelő) csúcshozammal jellemezhető, a másik kettőben – elméleti, elhúzódo szélőséges csapadékeseményeket jellemezve – ugyanez a csúcs ismétlődik ötször, különböző frekvenciával [189]. A második profilban a hidraulikus csúcs egy naponta ismétlődik (a hétvégi terhelésre is kihatva), a harmadikban pedig egy napon belül 160 percenként, egy sokkal intenzívebb vihart leképezve.



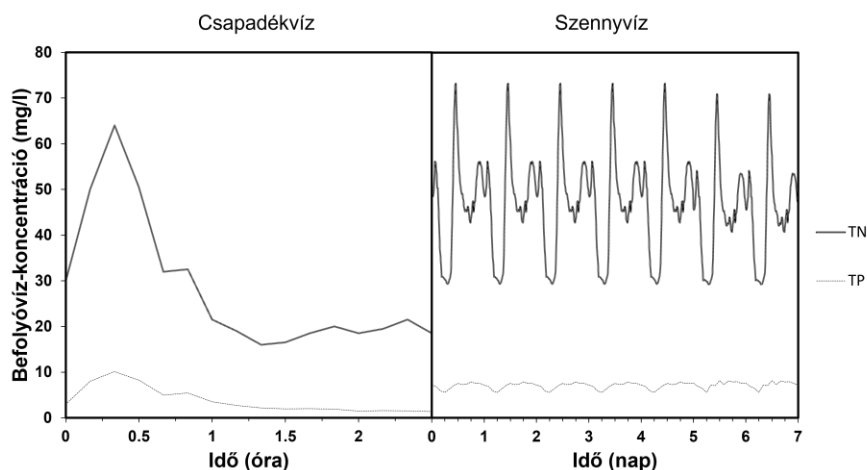
5.3. ábra: A három vizsgált hidraulikus terhelés időbeli lefolyása (saját szerkesztés)

Az illusztrált vízminőségi paraméterek és összetételi frakciók időbeli eloszlását szakirodalmi áttekintés után feldolgoztam és betápláltam a Sumo21 szoftverbe – frakcionálás tekintetében, a program a bemenő adatokat külön-külön kezeli a csapadékvízre [189], illetve a szennyvízre vonatkozóan [23].



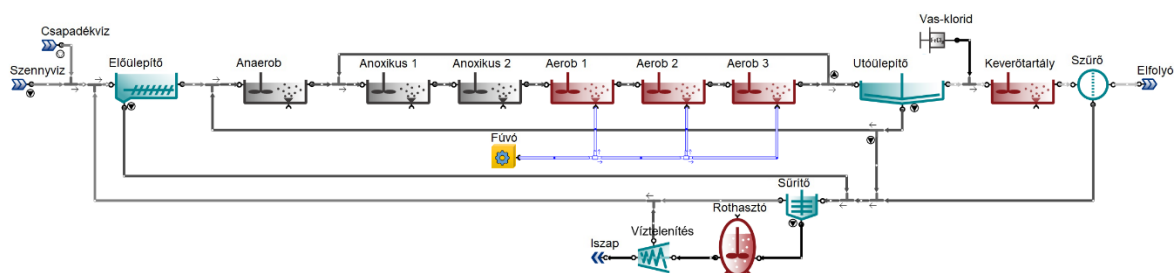
5.4. ábra: A beállított KOI- és TSS-profilok a csapadékvízben és szennyvízben (saját szerkesztés)

Az 5.4. ábra szemlélteti a szervesanyag-tartalmat (KOI) és a lebegőanyag (TSS) mennyiségét, az 5.5. ábra pedig az összes nitrogén (TN) és foszfor (TP) koncentrációját, a csapadékesemények első 160 percére és a befolyó szennyvíz egyhetes ingadozására. Szennyvíz tekintetében a magyar viszonyokra jellemző átlagértékek alapján arányosított koncentrácioprofilokat állítottam be [190]. A szélsőséges esőzések scenárióiban az elsőt követő ismétlődő térfogatáram csúcsokkal párhuzamosan a szennyezőanyagok koncentrációját állandósult értéken hagytam, abból kiindulva, hogy a csapadékvíz lefolyásokkal kapcsolatos first flush jelenség az időben egységes viharok kezdeti tulajdonsága [191].



5.5. ábra: A beállított TP- és TN-profilok a csapadékvízben és szennyvízben (saját szerkesztés)

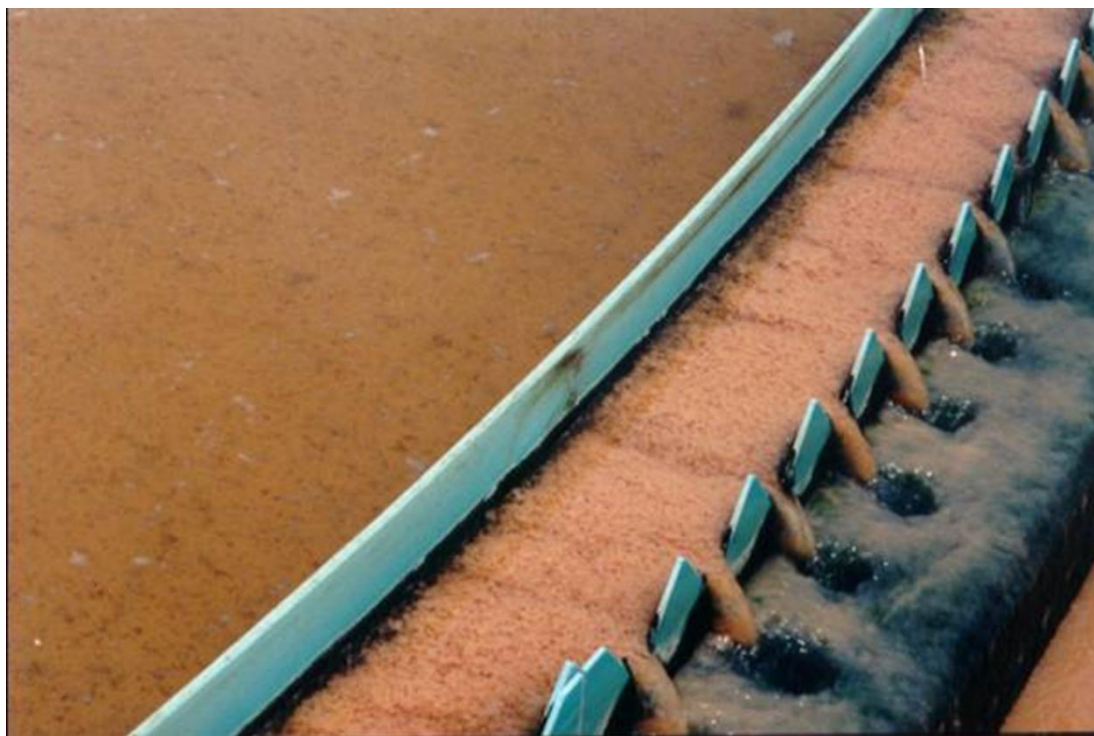
A sikeres modellfuttatások kritériuma az üzemzavarhoz való alkalmazkodás által a napi átlagkoncentrációban megszabott, elfolyó vízzel szemben támasztott minőségi követelmények betartása a teljes szimulációs időtartamra nézve. A futtatásokat egy jellegzetes magyarországi szennyvíztisztító telep mintájára, 20 °C és 10 °C befolyó víz hőmérséklet esetére hajtottam végre, annak érdekében, hogy a kifejlesztett stratégiák a legmelegebb és leghidegebb hónapokra is helytállóak legyenek [190]; a tisztított vízre vonatkozó vízminőségi határértékek pedig tükrözzék az adott évszakra vonatkozó szabályozást [192]. Az egyszeri esőzésre történő méretezés után, egyhetes időtartamú modellfuttatások során üzemeltetési beavatkozások szükségesek ahhoz, hogy az elfolyó vízminőséggel szemben támasztott követelmények továbbra (a csapadékesemények példájára) is teljesüljenek. Az egyhetes futtatásokat az száraz időszak átlagos terheléseket körülíró állandósult állapotból indítjuk. A modellközpontú vizsgálatok egy eleveniszapos, 400 000 lakosegyenérték kapacitású, 15 nap iszap tartózkodási idővel üzemeltetett; anaerob, anoxikus és oxikus tereket sorba kötő (A2O) telep konfigurációja alapján készültek, melynek technológiai konfigurációját az 5.6. ábra illusztrálja.



5.6. ábra: A jellegzetes magyarországi szennyvíztelep-konfiguráció mintapéldája (saját szerkesztés)

A szennyvíz és a csapadékvíz különálló befolyó egységekből érkezik a telepre. Az előülepítőekben a víz hidraulikus tartózkodási ideje (HRT) 2,9 óra, a biológiai reaktorokban 12,5 óra, az utóülepítőekben 3,6 óra, anaerob rothasztásnál az iszap HRT-je 20 nap. Az aerob medencékben a modell konstans oldottoxigén-célértéket követ a levegőhozam változtatásával – amely téli körülmények között a három reaktorban rendre 1,2, 1,2 és 1,5 mg/l, nyári viszonyok között pedig 0,5, 0,5 és 0,7 mg/l értékeket vesz fel. A nitrátcirkulációs térfogatáram átlagosan 1,4-szerese a nyers szennyvíz hozamának.

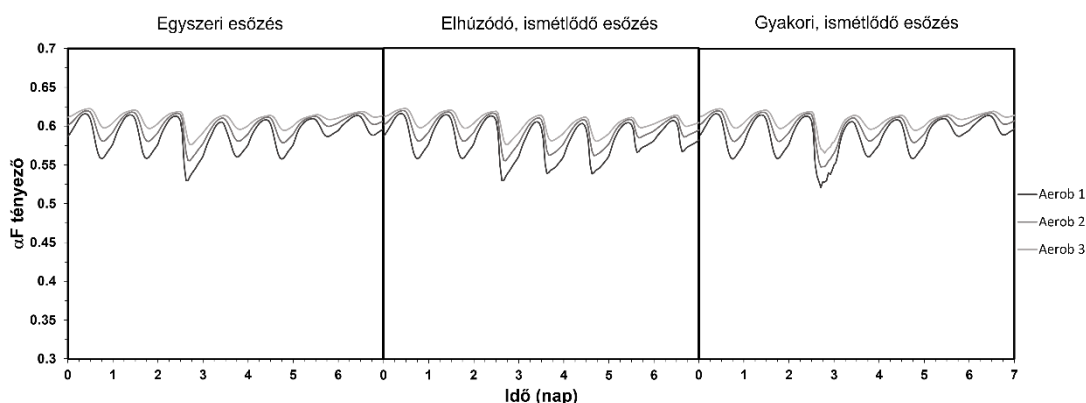
Előülepítés szimulációjára három részre tagolt megközelítést használunk, hogy a biológiai többletfoszfor-eltávolítás előtt figyelembe vegyük az előzetes anaerob fermentációt; utóülepítéshez pedig – elsősorban környezetbiztonsági okokból – réteges ülepedési modellt választunk. Ez képes számolni az áramlástanai növekmények által előidézett iszapszint-emelkedéssel is, és az ebből eredő lebegőanyag-vesztéssel [123]. A hidraulikai túlterhelés súlyos esetben a biomassza elérheti a vízfelszín és iszapömléssel járhat az 5.7 ábrához hasonlóan, amely nemcsak a befogadó környezetre káros, de az üzemeltetésben is sürgős beavatkozást igényel a biológiai folyamatok helyreállítása. A konfigurációban a biológiai szennyvízkezelést érintő esetleges üzemzavarok szempontjából a kémiai foszforeltávolítás lehetősége is kiépített a szűrési művelet előtt, üzembe állításakor a kicsapási reakció a keverőtartályban zajlik.



5.7. ábra: Iszappelyhek elúszása egy túlterhelt utóülepítőből (Dr. Takács Imre fotója)

A szimulációs kísérletekben a biokémiai, fiziko-kémiai és egyéb anyagmérleggel kapcsolatos számítások céljából a Sumo1 elnevezésű, széleskörűen verifikált üzemszintű biokinetikai modellt alkalmazzuk. A fő növényi tápanyag-eltávolítási folyamatok leírásán felül szükség szerint a pH változásával és a csapadékképzési reakciókkal is képes számolni [154]. A modell összekapcsolható a turbókompresszorok, finombuborékos levegőztető elemek és centrifugál szivattyúk hatékonyságát becslő korrelációkkal, amelyekkel számszerűsíthető a létesítmény energiafogyasztása, tekintettel a berendezések iparbiztonsági korlátjaira is [193].

A levegőztetés művelete egyaránt fontos a nitrifikáció, a foszforeltávolítás és a szervesanyag-eltávolítás stabil oxigénellátásához és működéséhez. Az oldott oxigén-koncentrációk szinten tartása során a terhelés növekedése által nemcsak a finombuborékos diffúzorok teljesítménye romlik, hanem a szennyvíz – 5.8. ábrán feltüntetett, αF -tényezővel számszerűsített – oxigénátadási hatékonysága is, amelyek figyelembevétele szükséges a pontos levegőigény számításához. A modell fontos tulajdonsága, hogy elkülöníti a hidraulikai és az anyagmérleg-alapú hatásokat a szennyvíz- és csapadékvíz-terhelés dinamikájában. A szennyvízkezelés mentén, bizonyos komponensek eltávolításával az oxigén beoldódási képessége reaktoronként is változik egy gradiens mentén (3.2. ábra), a nagyobb szennyezőanyag-terhelésű reaktorok érzékenyebben reagálnak a körülírt hatásokra [38].

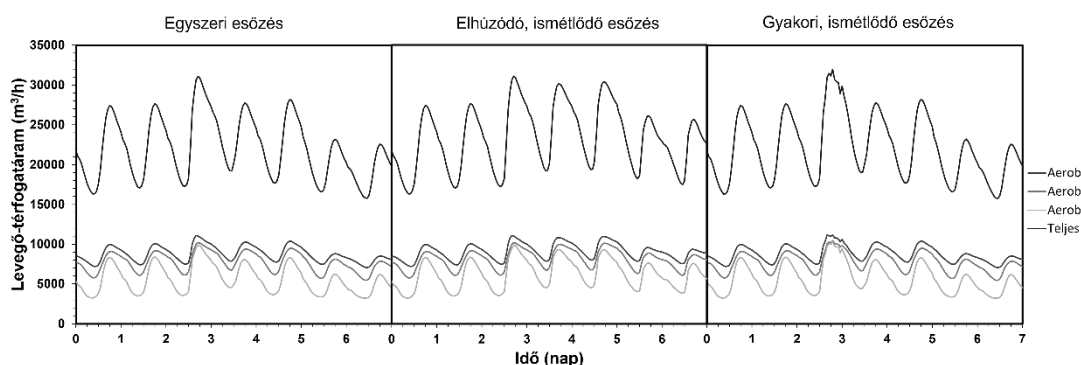


5.8. ábra: Csapadékesemények αF -profilja az aerob reaktorokban (saját szerkesztés)

Az αF napi ingadozása a hétköznapi és hétvégi terhelési trendekkel fordítottan arányosan alakul, egyszeri esőzés esetén a vihar idején tapasztalható csak csökkenő αF -profil; tehát a rendszer a szennyezőanyagok eltávolításával visszaáll az alapállapotába és a többi nap oxigénátadására gyakorlatilag nem hat ki az esemény. Elhúzódo, ismétlődő esőzés esetében a first flush lezajlása után, mivel csak a

térfogatáram csúcsok ismétlődnek – a csapadékvízben állandósult szennyezőanyag koncentrációval –, a tényező értékprofilja csak kisebb mértékben csökken a viharmentes napokhoz képest; viszont ez a térfogatáram-növekmény a hétvégi kisebb szennyvízterheléssel bíró időszakban fajlagosan nagyobb hatást gyakorol az αF csökkenésére. Ugyanakkor, a haváriaszerű gyakori esőzés időtartama alatt a szokványos esőzéshez képest jobban csökkennek az αF -értékek a reaktorokban.

Az összehasonlított esőzési profilokkal párhuzamosan a levegőszükségletben bekövetkező hatást az 5.9. ábra tünteti fel 10 °C vízhőmérséklet esetére.



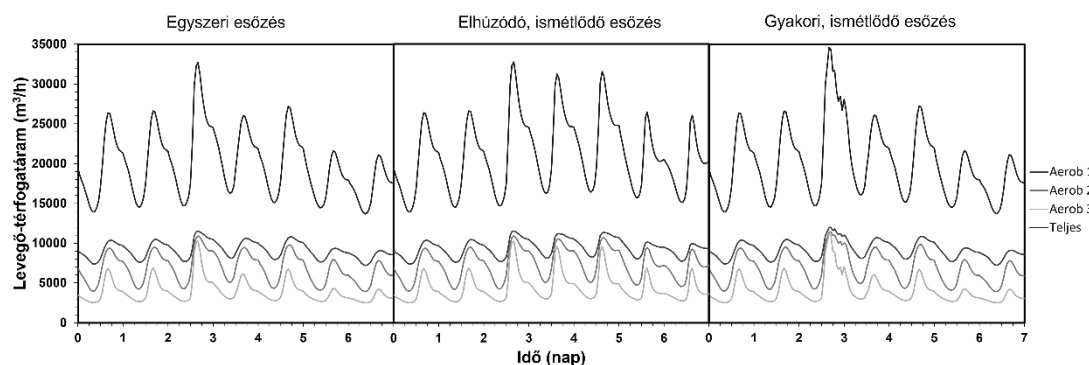
5.9. ábra: Csapadékesemények léghozamprofilja 10 °C-on a reaktorokban és összesítve (saját szerkesztés)

Az αF -értékek alakulása határozottan megfigyelhető a léghozam profilokban is: a vihar eleji lökésszerű szennyezőanyag-növekmény dominál a maximális térfogatáram érték meghatározásában. Következtetésképp, a stabil levegőellátáshoz elegendő, ha a fűvók a telep által befogadható csapadékvízhozamból adódó óracsúcsra vannak méretezve [55]. Ennek alapján, intenzíven ismétlődő esőzésnél a célértékhez képest csak marginálisan csökkenhet az oldottoxigén-koncentráció; biztonságosan betartva a tisztított vízre megszabott határértékeket, ugyanis nem növekedik szignifikánsan a maximális levegőigény. Viszont, az αF -tényező és az oxigénátadás száraz időjárási viszonyokhoz képesti romlását figyelmen kívül hagyva, bármelyik vihar jelentős része alatt meglehetősen romolhat a nitrifikáció oxigénellátása és határfoka, határérték-átlépéshez vezetve [40]. Ezt különösen fontos szem előtt tartani az elhúzódóan ismétlődő vihar esetében, ugyanis a száraz időszakhoz képesti hidraulikai csúcsok a first flush lezajlását követő napokban is növelik a levegőigényt, nem megfelelő méretezés esetén tartós határérték-megszegést okozva.

Tervezési szempontból, tehát, fontos a csapadékmaximum által megemelkedett levegő-térfogatáram kapacitásának biztosítása a kiválasztott fűvók működési tartományán belül, hiszen a motortúlterhelés hosszú távon iparbiztonsági

szempontból veszélyes és energiapazarlást okoz [186]. Üzemeltetési oldalról az ábrázolt levegőhozam-tartományon belül szükséges váltakozás lefedése érdekében lényeges feladat az oldottoxigén-koncentráció szabályozásának behangolása [40].

Viszonyításképpen az 5.10. ábrán szemléltetem a 20 °C befolyó hőmérséklet példájára számított levegőztetési trendeket.



5.10. ábra: Csapadékesemények léghezamprofilja 20 °C-on a reaktorokban és összesítve (saját szerkesztés)

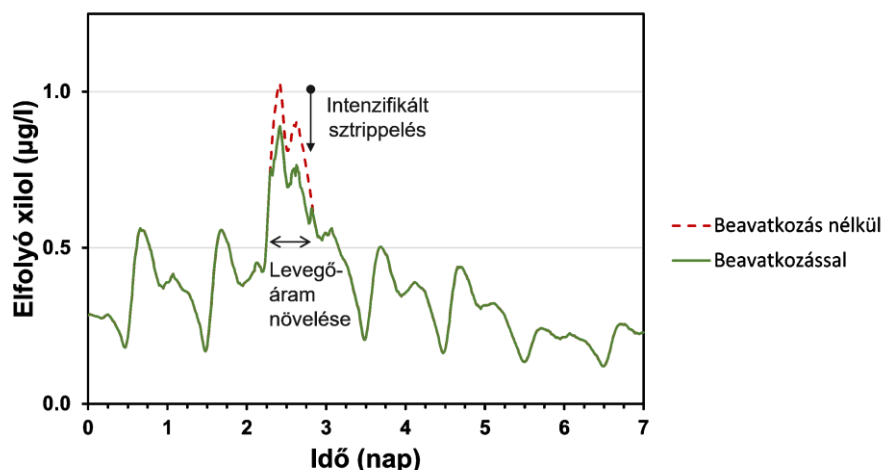
A levegőztetési rendszer méretezése szempontjából megjegyezzük, hogy a nyári időszakban a szigorúbb összes nitrogénre vonatkozó korlátozás (és hatékonyabb nitrifikáció) miatti magasabb oxigénszint-beállítások, illetve nagyobb hőmérsékletű vízben az oxigén rosszabb oldhatóságából kifolyólag összességében több levegőfogyasztással kell számolnunk. Emellett a csapadékmennyiség növekményei élesebb csúcsokkal is járnak a levegőtérfogatáram-profilok tekintetében, ezt az üzemeltetési stratégiának muszáj tükröznie a folyamatirányítás hangolásában, a fűvók frekvenciaszabályozásán keresztül.

Megjegyezzük, hogy az értekezés a levegőztetési aspektusokra összpontosít, azonban a téli időszak szimulációs eredményei alapján a határértékek teljesüléséhez a kémiai foszforkicsapás és a nitrátrecirkuláció intenzifikálása is szükségesek [187].

5.3.2. SZTRIPPELÉS LEVEGŐELLÁTÁSÁNAK SZABÁLYOZÁSA

A második esettanulmány a 4. fejezet alapján illékony mikroszennyezőkkel kiterjesztett létesítményszintű modellt vizsgálta dinamikus szimulációk keretében, időben változó befolyó terhelés mellett, a vízminőségi paraméterek szabványos eloszlásával [23]. Az átlagos száraz időszaki terhelési feltételek alapján elvégzett állandósult állapotú számítást követően a modell az egyhetes üzemidőnek megfelelő napi ingadozásokat szimulálta a vízhozam és a nyers szennyvíz-koncentrációk tekintetében. A hét közepén a terhelésben csapadékvíz-többletet tápláltam be,

megduplázva a befolyó vízhozam-csúcsot. Ezzel egyidejűleg, a szervesanyag-terheléssel a tápanyag mennyisége is változott a csapadék megjelenésekor [189]. Az 5.11. ábra a tisztított vízben előrejelzett xilolkoncentráció két különböző egyhetes profilját hasonlítja össze, ezek közül az egyik modellfuttatás a viharesemény alatt a hét többi részével összhangban lévő üzemállapotot tükrözte, a másik közbeiktatott egy vészhelyzeti beavatkozást az esővíz által befolyásolt vízminőség stabilizálására.



5.11. ábra: Haváriatervezési scenárió az elfolyó xilolkoncentráció példáján (saját szerkesztés)

Előbbi esetben, működési változtatások nélkül a lehulló csapadék által okozott terhelési csúcsot követően a szennyvíz-kibocsátás xilolkoncentrációja meghaladta volna az 1 µg/l-t, ahogyan azt a szaggatott piros vonal jelzi. Utóbbi esetben a dinamikus modellfuttatás az utólevegőztető tartályok levegőellátásának növelésére irányuló üzemeltetői beavatkozást szimulálta, a folytonos zöld vonalat követve. Az egyesített csatornarendszerből feladott terhelés hirtelen növekedésének idővonalához igazodva, 2,3 nap üzemidő elteltével a tartályfelületre vonatkoztatott léghozam 12-ről 48 m³/m²/h-ra módosult és ez a változtatás fél napig tartott. A csapadékvíz-esemény bekövetkeztével a hirtelen terhelésnövekedés figyelmeztetheti az üzemeltetőket – akár az 5.1. ábrán bemutatott viharidőtartam-mérő vagy a 4.13. ábra után tárgyalt TOC-szondák segítségével –, hogy arra reagálva növeljék meg az utólevegőztető tartályok léghozamát. A folytonos zöld vonal szemlélteti, ahogyan a kiugró xilolkoncentráció hatékonyan csökken ezzel a módosítással – tehát az idejében történő beavatkozásnak köszönhető intenzívebb VOC-sztrippeléssel a szennyvíz minősége stabilizálható.

A kilevegőztetés általi sztrippelés elősegíti a biológiai kezelést követően fennmaradó BTEX-szennyezők eltávolítását. Ezek mennyisége sokkal kisebb, mint a

többi szervesanyag, így nem képes az aktívszén-igény érdemi csökkentésére a 4.10 ábra elvén, viszont hasznos lehet a vízminőség stabilizációjára, biztonságos alternatívaként szolgál a kibocsátási előírások betartására üzemzavarok esetén.

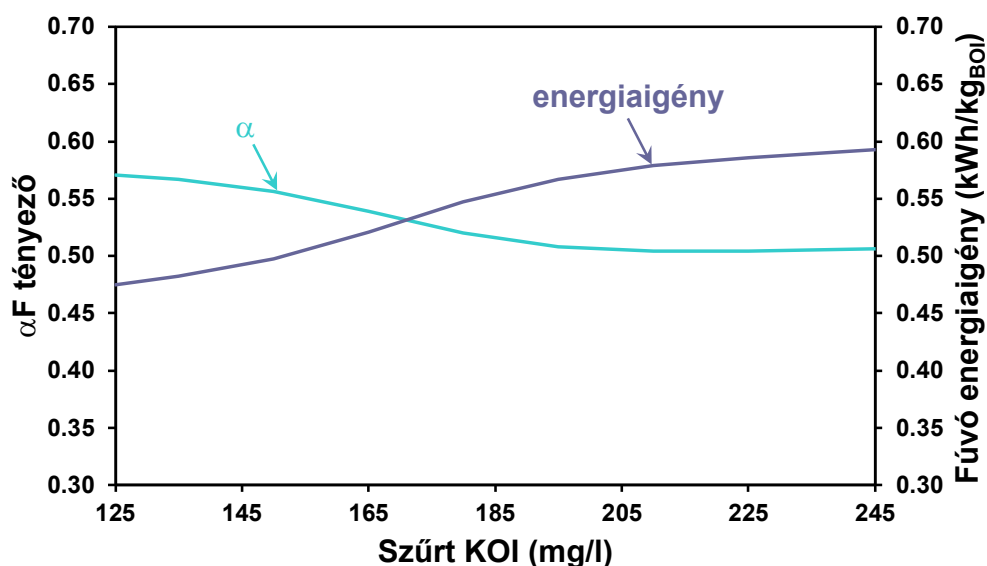
5.4. A CSÖKKENŐ VÍZHASZNÁLAT LEVEGŐZTETÉSI KÖLTSÉGEKRE GYAKOROLT HATÁSAINAK KEZELÉSE

A szennyvíztisztítás egyik fő költségvetését – a levegőztetést – jelentősen befolyásolja a kezelendő víz összetétele. A töményebb szennyvizek jellemzően rosszabb gáz-folyadék átadási képességekkel bírnak, lebontásuk pedig magasabb oxigénigénnyel jár; növelve a fűvók energiaigényét [3].

Magyarországon a csővezetékek nagy része a valósnál nagyobb mennyiségi igényekre lett méretezve, a lakossági vízfogyasztás mértéke tulajdonképpen a rendszerváltás óta csökken. Ez már a csatornahálózatban olyan üzemeltetési problémákhoz vezethet, mint az anaerob biofilmképződés, a biokémiai korrózió, a gázfejlődés és a bűzképződés. Mivel a szennyvizek töményebbek és jelentős zsírtartalmúak, ezért a tisztításuk is nehezkesebbé válhat. A szerves összetevőkkel együtt a felületaktív anyagok is nagyobb koncentrációban vannak jelen, a gátolt anyagátadás miatt is növelve a levegőfelhasználást [26]. E szimulációs tanulmány célja, hogy a felvázolt problémával egyetemben a tisztított szennyvíz minőségét stabilan tartsa és költségcsökkentési megoldásokat tárjon fel, a szennyvíz-technológiai oldalról megközelítve.

Ebben az esettanulmányban a kutatómunka során kidolgozott, α előrejelzésére módszertan kerül alkalmazásra, a megnövekedett szervesanyag-frakciók levegőigényre gyakorolt hatásainak számszerűsítése, illetve a velük járó költségek minimalizálása céljából. A tanulmány egy közép-európai szennyvíztisztító telep mintapéldáján alapul, a Sumo21 szoftver használatával [194].

A szennyezőanyagok és a levegőztetési energiaszükséglet összefüggésének feltárásához fontos a nyers szennyvíz megfelelő frakcióinak ismerete. A befolyó szennyvízminőségi mutatók közül főképp az oldott és a kolloidális szerves komponensek befolyásolják az oxigén anyagátadását [37]. Az 5.12. ábra mutatja be a szűrt KOI koncentráció függvényében modellezett αF -tényező szennyvíztelepi átlagos értékét, és a bejövő BOI-terhelés eltávolítására vonatkoztatott fajlagos energiafogyasztást.



5.12. ábra: A szennyvíz oldott és kolloidális szervesanyag-tartalmának hatása a levegőztetésre (saját szerkesztés)

Az érzékenységvizsgálat 12 °C vízhőmérsékleten, 44 750 m³/d kapacitással, 4,6 kg_{TSS}/m³ iszapkoncentrációval és 8 nap iszap tartózkodási idővel üzemeltetett eleveniszapos, anoxikus és oxikus terekkel elrendezett (A2O) telepkonfiguráció alapján készült, az αF -értékek körülbelül 4 hónapja tisztított membrán levegőztető elemekre értelmezhetők – tekintettel az elszennyeződés mértékére (az F -tényező értéke 0,8) [39]. Az állandósult állapotú szimulációk alapján, a 210 mg_{KOI}/l felett stagnáló αF -értékek mellett a levegőigény – a biomassza oxigénfelvétele miatt – enyhe mértékben továbbra is nő. A szűrt KOI vizsgált tartományában a növekvő energiaigény azonban többnyire α csökkenésének, tehát a rosszabb anyagátadásnak tudható be.

Hosszú távú levegőztetési költségcsökkentési javaslattétel céljából az eleveniszapos eljárást napjaink helyzetképre jellemzően, 240 mg/l befolyó szűrt KOI koncentráció esetére hasonlítottam össze alternatív technológiai kialakításokkal. Reális alternatíva lehet a vizsgált telep biofilmhordozókkal való intenzifikálása [101], potenciálisan 12%-kal csökkentve a levegőztetés fajlagos energiaköltségét (az α -tényező azonos arányú növelésével). Ez annak köszönhető, hogy a hibrid fixfilmes eljárásban jobbak a gáz-folyadék átadási képességek, mint az azonos iszapkorral üzemelő eleveniszapos rendszerben – feltehetően azért, mert a belső biofilmrétegekben O₂ nélkül is lebonthatók a felületaktív anyagok [195]. Membrán-levegőztetett biofilmes rendszerrel akár negyedére is csökkenthető az energiaigény. Ez ugyan kedvez a fenntartható üzemeltetésnek, viszont a jelenleg elérhető berendezések nagy beruházási költsége miatt gyakorlatban nem megtérülő alternatíva [196].

5.5. A MEZŐGAZDASÁGI CÉLÚ SZENNYVÍZ- ÚJRAHASZNOSÍTÁS TÁPANYAG-VISSZANYERÉSI LEHETŐSÉGEI LEVEGŐZTETÉS-SZABÁLYOZÁSSAL

A vízhiány napjaink egyik legjelentősebb globális problémája, amely számos régiót érint világszerte [197]. A felszíni és felszín alatti vízkészletek elérhetősége egyre nagyobb aggodalomra ad okot, mivel a népességnövekedéssel párhuzamosan a mezőgazdaság, az ipar és a háztartások tisztavízigénye folyamatosan emelkedik. A tisztított szennyvizek öntözési célú hasznosítása egyre elterjedtebb megoldásnak tekinthető a vízhiány mérséklésére [198]. Az öntözés a globális vízfelhasználás jelentős hányadát teszi ki, és alapvető szerepet játszik a mezőgazdasági termelésben [199] [200]. A kezelt szennyvíz öntözési célú újrahasznosítása egyre szélesebb körben elfogadott alternatíva, ahogyan a vízhiány problémája fokozatosan súlyosbodik. A visszanyert víz számos felhasználási területre – köztük az öntözésre – alkalmas, mivel a fővonalú tisztítási és elfolyóvíz-utókezelési folyamatok során a szennyezőanyagokat a vonatkozó előírásoknak megfelelően eltávolítják [146] [201].

A települési szennyvizek öntözési célú újrahasznosítása a világ számos régiójában elterjedt. A Közel-Kelet térségében a korlátozott édesvízkészletek miatt több ország – például Izrael, Jordánia és Szaúd-Arábia – nagymértékben támaszkodik a visszanyert vízre a mezőgazdasági öntözésben [202]. A tisztított szennyvíz Észak-Afrika egyes országaiban szintén jelentős szerepet játszik az agrártermelés támogatásában, ahol a vízvisszaforgatás érdekében integrált technológiai és vízgazdálkodási megoldásokat vezettek be [203]. A tisztított szennyvíz – mint pótlólagos édesvízforrás – széles körben alkalmazott az arid- és félarid térségekben Ázsia [204] és Latin-Amerika bizonyos részein [205], valamint a városi- és elővárosi területeken. Európa mediterrán térsége ugyancsak időszakosan vízhiánnyal küzd. Egy franciaországi golfpálya-öntözési projekt tapasztalatai alapján a kezelt szennyvíz felhasználása öntözővízként 67%-kal csökkentette a műtrágya-szükségletet [206].

A kezelt szennyvíz újrahasznosítása jelentős lehetőségekkel bír a katonai műveletek szempontjából, különösen száraz vagy elszigetelt környezetben, ahol a vízhiány logisztikai kihívásokat jelent. A tápanyag-visszanyerési rendszerekkel a katonai bázisok és táborok csökkenthetik a külső vízkészletektől való függésüket, miközben biztosítják az öntözéshez és egyéb nem ivóvízcélú felhasználásokhoz szükséges mennyiséget [97]. Ez a fenntarthatóságot is elősegíti, megbízható tápanyagforrást biztosítva az elszigetelt helyszíneken történő élelmiszer-termelésre.

Továbbá a szennyvíztisztító rendszerek alkalmazkodhatnak a változó üzemeltetési igényekhez, rugalmasságot nyújtva békeidőben és konfliktushelyzetekben egyaránt. A technológiák integrálása a katonai infrastruktúrába növelheti a vízhiányos térségek ellenálló képességét és üzemeltetési önellátóságát [207].

Számos tanulmány vizsgálta a szennyvízzel megvalósított öntözés lehetséges környezeti hatásait, amelyek jelentős mértékben befolyásolják a vízkészleteket, a talajminőséget és a növényvilágot. A talajra gyakorolt hatások közé tartozik a tápanyag-koncentrációk és a szervesanyag-tartalom növekedése, a talaj mikrobiális összetételének változása, valamint a sófelhalmozódás révén fellépő egyéb problémák. A termés kezelt szennyvízzel történő öntözése növelheti a talaj nitrogéntartalmát, amely szervesen nitrogénben gazdag műtrágyaként funkcionál. Ezáltal javul a talaj nitrogénellátottsága, ami nem csupán metabolikus nitrogénforrást biztosít, hanem elősegíti a növények nitrogénfelvételét is a mineralizáció mértékének fokozódása révén [208]. Hasonlóképpen, a visszanyert szennyvíz a talaj foszfortartalmát is javíthatja, közvetett újrahasznosítási mechanizmusként szolgálva [209].

A magas sókoncentrációhoz nem alkalmazkodott növények érzékenyek a negatív hatásokra, noha a sótartalom hatása fajspecifikusan eltérő lehet – a sótűrő növények lényegesen kevésbé sérülnek. A szennyvízzel történő öntözés során a talaj sófelhalmozódásának megelőzéséhez a sótartalom szabályozása elengedhetetlen [210]. A talaj mikroorganizmusai szintén érintettek a visszanyert szennyvízzel való öntözés során, a mikrobiális aktivitás és a biomassza jelentős növekedést mutathat. A mikrobiális populációk diverzitása felgyorsíthatja a cellulóz-degradációt, a növények számára hozzáférhetőbbé téve a tápanyagokat. Továbbá a diverzitás és az aktivitás hozzájárul a talajszerkezet megőrzéséhez és a növények általános egészségének fenntartásához – stimulálja a növekedést, javítja a talajminőséget, a szennyezőkkel szemben védelmet nyújt a növényeknek és a talajnak egyaránt [211]. Ugyanakkor az öntözés céljából visszanyert szennyvízben maradt részecskék eltömíthetik a talaj pórusait, így a beszivárgási sebesség csökkenésével nő a lefolyás kockázata [212].

A szennyvíz öntözési célú visszanyerése az édesvízkészletek minőségének megőrzését és javítását támogatja. Ez a víztestekbe kerülő szennyvíz-kibocsátások elkerülésének és a vízszennyezés csökkentésének, valamint a mezőgazdaságban felhasznált ásványi műtrágyák mérséklésének köszönhető [213]. Bizonyos országokban a szennyvíz újrahasznosításának kezelésére szigorú szabályozási keretek léteznek, ugyanakkor legtöbbjükben az ilyen rendelkezések hiányosak [201].

A szennyvízből történő öntözővíz-előállításban számos korszerű fenntartható technológiát kifejlesztettek. Javasoltak integrált rendszert, amely mikroszűrő-, nanoszűrő- és fordítottoszmózis-membránokat kombinál, ezek képesek a kulcsfontosságú tápanyagok visszatartására, miközben csökkentik a lúgosságot az öntözés számára [214]. Egy másik tanulmány kétlépcsős tisztítási technológiát mutat be, amely a hagyományos eleveniszapos rendszert kombinálja biológiai levegőztetett szűrőkkel; rugalmas üzemmóddal, amely lehetővé teszi a tápanyagban gazdag víz előállítását az öntözési időszakokban, illetve tápanyagszegény víztermelést az öntözés nélküli évszakokban. A tápanyag-eltávolítási lépés kizárólag akkor szükséges, ha az elfolyó vizet tárolják vagy kibocsátják a befogadó víztestbe [215]. A fejezetnek nem célja, hogy áttekintést adjon a tisztítottvíz-utókezelési eljárásokról, a szennyvíztisztítás második fokozatának tápanyag-visszanyerési alkalmazására összpontosít.

A tápanyag-visszanyerés modellezése két alapvető megközelítést foglal magában. Egyik az életciklus-elemzés (Life Cycle Assessment) elveit követi, széles körű hatástényezőket vesz figyelembe, különös hangsúllyal a vízlábnyomra [216]. A másik anyagmérleg-alapon értékeli a szennyvíztisztító telepek hatékonyságát.

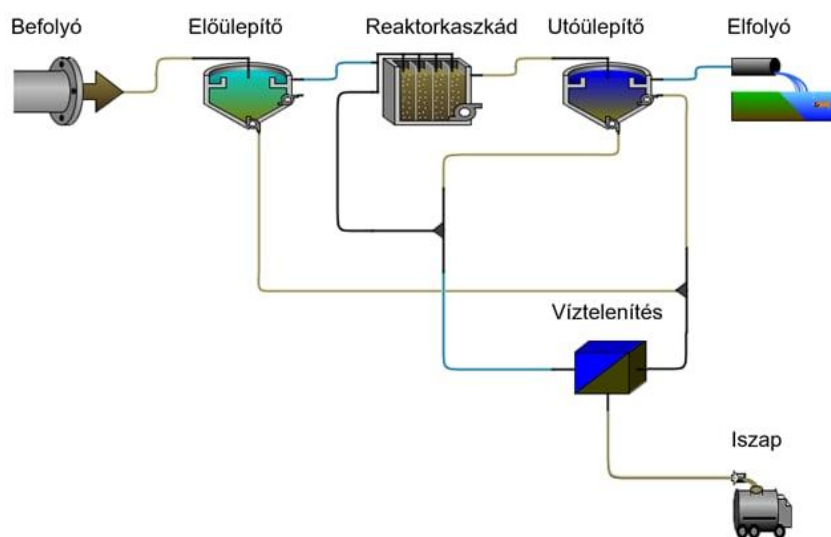
A regionális vízügyhasznosítási modell (RWRM) döntéstámogatási eszközt javasol általános algebrai modellezési platformon alapulva. A modellt a növények öntözési igényeinek megfelelő víz előállítására alkalmas tisztítási alternatívák költséghatékonyságának értékelésére fejlesztették ki. A modell optimális megoldásokat azonosít költségminimalizálási keretrendszerben [217].

Az anyagmérleg-alapú folyamatszimuláció számos alfolyamatot integrál a szennyvíztisztítás dinamikus számításokkal történő leírására – amelyek KDE-megoldóval vannak összekapcsolva –, figyelembe véve az idő függvényében változó környezeti és üzemeltetési feltételeket. A GPS-X szimulációs környezet összeköthető a CapdetWorks felülettel a különböző szennyvíztisztítási technológiák teljesítményének becslésére és az üzemi paraméterek érzékenységvizsgálatára [218]. Egy ilyen alkalmazás arra a következtetésre jutott, hogy a mikrobiális kockázatok hatékonyan csökkenthetők megfelelő harmadfokú kezelés alkalmazásával az öntözési célú szennyvízhasználat esetében [219].

A hivatkozott tanulmányok hangsúlyozzák, hogy a visszanyert vízzel történő öntözés technikai, jogi és szocioökonómiai szempontokat is magában foglal. A jelen kutatás a meglévő szennyvíztisztító technológiák fejlesztésére fókuszál, amelyek biológiai tápanyag-eltávolítást alkalmaznak. A nyári időszakokban fellépő

üzemeltetési feltételek változásait vizsgálja, amikor a kifolyóvíz öntözési célra hasznosítható. Célja annak meghatározása, hogy az iszapkor változtatásával mennyi tápanyag nyerhető vissza, milyen szerepet kap a levegőellátás szabályozása, illetve mennyi időt igényel a két üzemeltetési periódus közötti átállás.

A tisztított szennyvízminőség-bebecsléshez és az üzemeltetési paraméterekre vonatkozó ajánlások kidolgozásához az ASM2d eleveniszapos biokinetikai modellt használjuk [220]. A vizsgálat alapjául egy magyarországi kis kapacitású szennyvíztisztító telep szolgál, amely eleveniszapos eljárást alkalmaz – száraz időjárási csúcshozama $810 \text{ m}^3/\text{nap}$, lakosegyenértéke körülbelül 6500. A technológiai elrendezés magában foglalja az előkezelést, előülepítőt, egy elődenitrifikáló konfigurációjú biológiai reaktorkaszkádot és utóülepítőt. Az iszapvonal szárazanyag-kezelési folyamatai (sűrítés és víztelenítés) kombinált egységben valósítják az iszap térfogati csökkenését. A telep kis méreténél fogva anaerob rothasztást nem végeznek, az iszapot másik, nagyobb kapacitású létesítménybe szállítják [221]. Az 5.13. ábra mutatja a GPS-X 7.0 szimulációs szoftverben felépített folyamatkonfigurációt – a séma egyszerűsített, nem ábrázolja a belső recirkuláció részleteit (az utolsó aerob cellából az első anoxikusba). A reaktorkaszkád három anoxikus és három aerob teljesen kevert zónából áll.



5.13. ábra: A tápanyag-visszanyerési rendszer konfigurációja (saját szerkesztés)

A vizsgált telep tényleges terhelési viszonyai között a befolyó szennyvíz hőmérséklete $11\text{--}23 \text{ }^\circ\text{C}$ között alakul, az átlagos iszapkor 21 nap, a biomassza koncentrációja (MLSS) $3,5 \text{ g/l}$ és az aerob cellákban az oldottóxigén-koncentráció $1,5\text{--}2 \text{ mg/l}$. A belső recirkuláció hozama a nyers szennyvízáramhoz képest átlagosan

háromszoros, míg a recirkulált eleveniszap és befolyó aránya 1,2. A kombinált szennyiszap-kezelő egység szervesanyag-leválasztási hatékonysága 92,5%. Az 5.1. táblázat összefoglalja a műveleti egységek méretezési paramétereit.

5.1. táblázat: A tápanyag-visszanyerési rendszer méretezési paramétere (saját szerkesztés)

Paraméter	Érték	Mértékegység
Előülepítő felülete	38.5	m ²
Előülepítő mélysége	3.5	m
Biológiai reaktor anoxikus térfogata	600	m ³
Biológiai reaktor aerob térfogata	600	m ³
Biológiai reaktor mélysége	4.0	m
Utőülepítő felülete	77.0	m ²
Utőülepítő mélysége	4.0	m

Az ASM2d eleveniszapos modell kinetikája széles körben alkalmazott a biológiai szennyvíztisztítás szimulációjában, amikor a cél a szén-, nitrogén- és foszfortranszformációk egyszerű mikrobiológiai leírása az eleveniszapban. A modellezett folyamatok közé tartozik a biomassza növekedése és lebomlása heterotróf és autotróf nitrifikáló szervezetekre vonatkozóan; ebből következően a szerves szubsztrátum-felvétel, a biológiai nitrogéneltávolítás (nitrifikáció és denitrifikáció révén), valamint a biológiai többletfoszfor-eltávolítás. Mivel a modell heterotróf és autotróf szervezeteket egyaránt figyelembe vesz, különböző mikrobiális aktivitást befolyásoló tényezőket foglal magában, többek között a tápanyagok és az oldott oxigén rendelkezésre állását [220].

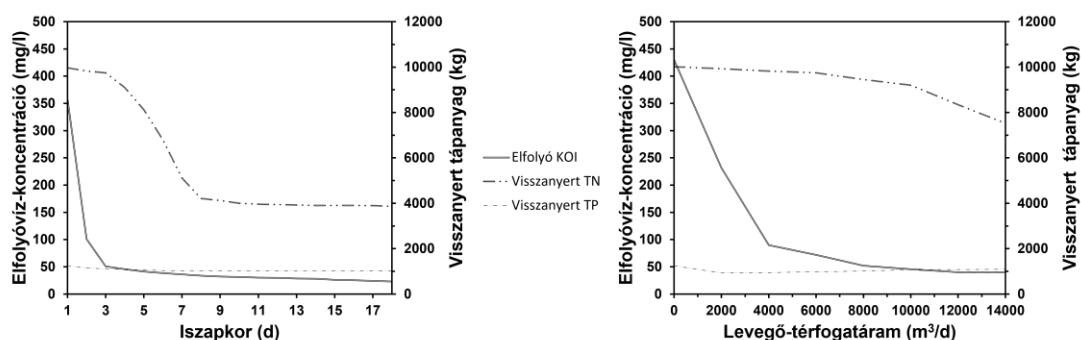
Az eredmények értelmezéséhez modellfuttatások változatait különítjük el a következő módon:

1. *Változó iszapkor forgatókönyve*: az iszapkor változtatásával elemezzük a tápanyag-eltávolítás és az iszap tartózkodási idő kapcsolatát.
2. *Változó oldott oxigén-szint forgatókönyve*: az oldott oxigén célértékének változtatásával vizsgáljuk a tápanyag-eltávolítás és az oxigénszabályozás kapcsolatát.
3. *Tranziens forgatókönyv*: dinamikus futással számszerűsítjük az öntözési és öntözés nélküli üzemeltetési időszakok közötti átmeneti fázis időtartamát.

Ha a teljes nitrogéneltávolítás nem kötelező, az iszapkor csökkentése ajánlott – alternatív üzemállapotot javasolva a tápanyag-koncentrációk fenntartására. Denitrifikáció és belső recirkuláció nélkül a biológiai medence teljes térfogata

levegőztethető. Hasonlóképpen, a kezelők felfüggeszthetik a fémadagolást a kémiai foszforkicsapás érdekében. Az első scenárió a szerves szén hatékony eltávolításához megfelelő iszapkort határozza meg, minimális nitrifikáció mellett (5.14. ábra).

A visszanyert nitrogén- és foszfortömeget a kibocsátott vízmennyiség és az elfolyóvíz teljes nitrogén (TN) és teljes foszfor (TP) koncentrációinak szorzatával számszerűsítjük. A megfelelő iszap tartózkodási idő azonosítása után a levegőztetési intenzitást változtatjuk. A kezelt víz kémiai oxigénigényét, valamint a nitrogén- és foszfor-visszanyerést 5.14. ábra fejezi ki levegőztetési intenzitás függvényében 0 és 14 000 m³/d között.



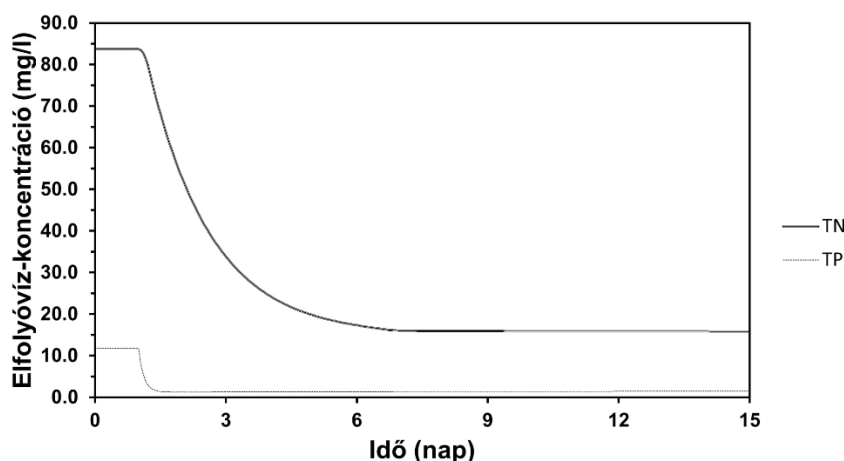
5.14. ábra: Elfolyó KOI, visszanyert nitrogén és foszfor tömege az iszapkor és a levegőhozam függvényében (saját szerkesztés)

A minimálisan tartandó iszapkor 4 nap a hatékony szén-degradáció biztonságos megvalósításához. Az inert szénfrakció állandó jelenléte miatt 5 nap felett nem figyelhető meg jelentős kémiai oxigénigény-csökkenés. Rövidebb tartományokban – amelyek nem elegendők a megfelelő biológiai tápanyag-eltávolításhoz – számottevőbb TN-visszanyerés figyelhető meg. Az iszapkor növelése fokozott nitrifikációt és denitrifikációt eredményez, ami magyarázza a visszanyert nitrogénmennyiség csökkenését. Kompromisszumként az 5 nap hosszúságú iszapkor bizonyult ideális és biztonságos választásnak.

Levegőztetés nélkül a szervesanyag-eltávolítás jelentősen csökken az aerob környezet hiánya miatti szénlebontás lassulása következtében. A levegőztetési intenzitás növelésével az elfolyóvíz oxigénigénye stagnál – 9000 m³/nap feletti levegőhozamnál, ami nagyjából 1 mg/l oldotttoxigén-koncentrációnak felel meg, nem figyelhető meg további javulás a széneltávolításban. A nitrifikáció sokkal érzékenyebb az oxigénellátásra, így 9000 m³/nap feletti léghozam esetén a visszanyert nitrogéntömeg meredek csökkenését tapasztaljuk. Alacsony levegőztetési intenzitás mellett, az együtt létező anaerob és aerob zónák kialakulásával fokozott biológiai

foszforeltávolítás figyelhető meg. Ezzel szemben, a nagytartományú levegőtér-fogatáram kizárja ezt a jelenséget az anaerob feltételek megelőzésével.

Két üzemmód megkülönböztetése szükséges: az egyik a szezonális öntözést helyezi előtérbe magas növényi tápanyagtartalommal, a másik a befogadó víztest környezeti terhelésének csökkentésére szolgál. A fő különbség közöttük, hogy az öntözés nélküli időszakban nincs szükség hatékony TN- vagy TP-eltávolításra. A sztöchiometrián alapuló kémiai foszforeltávolítás gyors reakciót igényel, a nitrifikációhoz és denitrifikációhoz szükséges biológiai aktivitás helyreállítása azonban jóval nehezebb. Ezen átmeneti időszak intervallumának megállapításában a nyári üzemállapotból indított tranziens szimulációk segítenek, ahol az iszapkort a második naptól kezdve 5 napról 21 napra növeljük. Bekapcsoljuk a belső recirkulációs szivattyúkat, elindítjuk a foszforeltávolítás vegyszeradagolását, az aerob rekeszekben 2 mg/l oldottoxigén-célértéket állítunk be, valamint a reaktorkaszád első felében leállítjuk a levegőztetést. Az átmeneti nitrogén- és foszfor-koncentrációprofilokat az 5.15. ábra mutatja.



5.15. ábra: Tisztított szennyvíz TN- és TP-koncentrációja az öntözési időszak utáni üzemi átállás során (saját szerkesztés)

A foszfor kémiai eltávolítása gyors reakciósebességet tesz lehetővé, de a biológiai nitrogéneltávolítás stabilizálása lényegesen hosszabb átmenetet igényel. A kezelt víz teljes nitrogéntartalma élesen csökken a nitrifikáló baktériumok növekedésével párhuzamosan. A nyári vízhőmérsékleten jellemző nitrifikáló eleveniszap tartózkodási idejével összhangban az átmeneti fázis hossza közel 7 napnak bizonyult.

5.6. RÉSZKÖVETKEZTETÉSEK

A kutatási eredmények megerősítették, hogy magyar szennyvíz-technológiai viszonylatban, a tisztítótelepeket érintő, klímaváltozásból eredő potenciális **szélsőséges csapadékesemények haváriahelyzetei időben kivitelezett és helytálló beavatkozásokkal** – a tisztított vízzel szemben támasztott követelmények szempontjából – **elháríthatóak**. A levegőztetés tekintetében a legfontosabb következtetés, hogy **a fűvók az esős időjárásra vonatkoztatott maximális óracsúcs alapján legyenek méretezve**. Ez különösen fontos a potenciálisan elhúzódó, ismétlődő viharok tekintetében. A fűvóknak fontos rendelkeznie (iparbiztonsági szempontból is) elegendő tartalékkapacitással. Ahhoz, hogy a fűvók teljesítménye a levegőigény hirtelenszerű változásaihoz igazodjon, elengedhetetlen a megfelelően adaptált irányítástechnika – növekvő trendek esetében a környezetbiztonság érdekében, csökkenő trendek esetén pedig a költséghatékonyság céljából.

Érdemes megjegyezni, hogy a kutatás elsősorban szennyvíz-technológiai kérdésekre válaszol, ezért egy szennyvíztelepre maximálisan érdemileg befogadható csapadékmennyiségekkel számol. Azonban előfordulhatnak esetek, amikor nagyobb térfogatáram esetén az üzemeltetők kénytelenek kerülőúton tisztítatlanul kibocsátani a befolyó víznek egy részét. Továbbá, a vizsgálatok általánosan arra az esetre vonatkoznak, amikor a nyers befolyó víz közvetlenül kezelésre kerül; bizonyos létesítményekben viszont az óracsúcsok kiegyenlítésére léteznek külön technikák, pl. puffertartályokban történő előzetes tárolás, megkönnyítve a szennyvíztisztítást. Jövőbeli tanulmányok célkitűzései között szerepel a decentralizált, kisebb kapacitású, nagyobb fajlagos terhelésingadozású telepek havariaelhárítási lehetőségeinek felfedése, illetve az áramkimaradások modellszintű havariaterveinek kidolgozása.

A sztrippelés intenzifikálásának VOC-koncentrációkra gyakorolt hatása rávilágít az üzemszintű modellek kockázatértékelésben való felhasználására. Vízbiztonsági tervek szerinti megfelelő üzemeltetői felkészültséggel ez viszonylag gyors beavatkozási módszer lehet a vízminőség helyreállítására [222], az illékony mikroszennyezők szempontjából. A hirtelenszerű csapadékvíz-terhelés esete alapján – ami a xilol kiugró mennyiségét eredményezte az utókezelés során – a szerves szén elfolyóvíz-koncentráció, vagy a befolyó vízhozam folyamatos nyomon követése visszajelzésként, vagy előrecsatolt figyelmeztetésként szolgálhat az üzemeltetésben (helyszíni felügyeleti rendszerekkel összekapcsolva). Az üzemeltetők így **időben**

változtathatnak a levegőellátáson a hatékonyabb VOC-sztrippelés érdekében, biztosítva az utókezelt víz minőségi határértékeinek betartását.

A hazai szennyvíz-hálózatokban tapasztalható csökkenő vízhozam és a növekvő szennyvíz-koncentráció kedvezőtlenül hat a levegőztetésre, nagyban növelve az energiaigényt. A modellezés alapján igazolható, hogy az anyagátadási hatékonyság romlása (kisebb α -tényező) fontos szerepet játszik a fajlagos levegőztetési költségek emelkedésében. **Javaslatot tettem a fogyasztási trendekből eredő kihívások orvoslására, az aerob technológiák korszerűsítésének modellalapú megközelítésével** – a csökkenő vízfogyasztási trendek miatt töményedő szennyvizek levegőztetésére a biofilmes rendszerek költséghatékony alternatívának bizonyultak.

Biokinetikai szimulációk felhasználása alapján, **a tisztított szennyvízzel való öntözővíz megfelelő minőségének elérése** érdekében 5 nap hosszúságú iszapkor és körülbelül 1 mg/l oldottoxigén-koncentrációnak megfelelő levegőztetési intenzitás bizonyult optimálisnak a kellő szervesanyag-lebontáshoz, minimális nitrifikáció mellett. Eközben az eleveniszapos eljárás nagymértékű nitrogén- és foszfor-visszanyerést biztosít. Az iszapkor vizsgálatával megállapítottuk, hogy 4-5 nap között a TN-visszanyerés magas marad, míg a DO növelése 1 mg/l koncentráció felett meredek TN-csökkenést okoz a nitrifikációs folyamat beindulása miatt. A tranziens szimulációk 7 nap átmeneti időtartamot azonosítottak a nyári öntözési üzemmódból a tápanyag-eltávolítási üzemállapotba való átálláshoz, ahol a kémiai foszforeltávolítás gyorsan stabilizálódik, de a nitrogéneltávolítás időigényesebb nitrifikáló biomassza-növekedést igényel. Ez a megközelítés **rugalmas üzemeltetési stratégiát kínál** kis kapacitású eleveniszapos telepek számára, **ötvözve a tápanyag-visszanyerést.**

Összefoglalva, a szennyvíz-technológiai szélsőséges viharesemények során a levegőztetés adaptív szabályozása stabilizálja a biológiai tisztítást – a fűvók esős óracsúcsra méretezése és robusztus oxigén szabályozás alkalmazása mellett. A technológiakorszerűsítés modellalapú megközelítésében, eleveniszapos eljárások biofilmes intenzifikálásával 12% levegőztetési energiamegtakarítás érhető el. Az öntözési szimulációs forgatókönyvek alapján 5 nap hosszúságú iszapkorral és az 1 mg/l oldottoxigén-szintnek megfelelő levegőellátással optimális tápanyag-visszanyerést biztosíthatunk. Az öntözés nélküli üzemállapotba történő visszaálláshoz a biológiai adaptáció 7 napot igényel.

6. AZ ELVÉGZETT KUTATÁS ÖSSZEFOGLALÁSA

6.1. ÖSSZEGZETT KÖVETKEZTETÉSEK ÉS AZ EREDMÉNYEK ALKALMAZHATÓSÁGA

Kutatásaim során új módszertant fejlesztettem az oxigénbeoldódási hatékonyság (SSOTE) diffúzor-specifikus meghatározására a fajlagos léghozam függvényében. Ez egységes rendszerben kezeli a levegőztető elemek kialakítását és elrendezését, amely stabil alapot biztosít a levegőztetési rendszerek pontos méretezéséhez. A konténerizált, esetenként katonai táborokban alkalmazott szennyvíztisztító rendszerek a levegőztetés dinamikus modellezésével optimalizálhatók, figyelembe véve az oxigénbeviteli hatékonyság időbeli változását. A szennyvízterhelési profilokhoz alkalmazkodó szabályozási stratégiák 20-40%-os levegőztetési költségmegtakarítást tesznek lehetővé a konstans léghozamon működő túlméretezett fűvókhoz képest, viszont a kiegyenlítő medence hiánya ezen kompakt rendszereknél akár 8%-kal növelheti a maximális fűvó-teljesítményigényt.

Kommunális szennyvíz esetében az α -tényező – térben és időben történő, szennyezőanyag-terhelésen alapuló – dinamikus előrejelzése nagy áttörést jelent a pontos levegőigény-számításban [67], száraz- és csapadékos időjárási körülmények között egyaránt. Konzervatív megközelítések helyett a validált, modellalapú dinamikus előrejelzéssel pontosítható a fűvóméretezés. Költségmegtakarítás érhető el, miközben a tisztított víz környezetbiztonsági szempontjait is tudatosan kezeljük.

Az oxigéntranszport kinetikai modellje általánosságban alkalmazható egyéb gázok oldódási és deszorpciós folyamataira, demonstrálva a VOC-sztrippelési (BTEX) és GHG-kibocsátási (CO_2 , N_2O) modellezés sikerességét. A modellverifikációs részfeladat igazolja, hogy a modell koncepció alkalmas a gázösszetétel időbeli és térbeli szimulációjára a szennyvízkezelés során. Az üzemszintű szimulációk kiemelik az eleveniszapos üzemparaméterek hatását a VOC-eltávolításra és a GAC-igényre.

A klímaváltozásból eredő szélsőséges csapadékesemények miatti szennyvíz-technológiai haváriák időben kivitelezett beavatkozásokkal elháríthatók – a fűvók csapadékos óracúcsra való méretezése, adaptív irányítástechnika és tartalékkapacitás biztosítása mellett. A viharesemények közben a vízmennyiség, vízminőség folytonos monitorozása és a levegőztetés adaptív szabályozása stabilizálja a biológiai szennyvíztisztítást és biztosítja a tisztított vízre megszabott határértékek betartását.

Bemutattam az eleveniszapos eljárások öntözési célú modellforgatókönyv-elemzését, feltárva, hogy az öntözési időszakokban rövid iszapkor és csökkentett levegőellátás mellett betarthatók a vízminőségi határértékek, ötvözve a tápanyag-visszanyerést.

A modellalapú α F-előrejelzés és a gáztranszport-szimulációk kvantitatív döntéstámogatást nyújtanak hazai és nemzetközi szennyvíztisztítók méretezéséhez, haváriatervek kidolgozásához, mikroszennyezők kockázatértékeléséhez, az öntözési tápanyag-visszanyeréshez, kiemelve a folyamatszabályozás költséghatékonysági, környezet- és üzembiztonsági szerepét a fenntarthatóság kihívásai mellett.

6.2. AJÁNLÁSOK

A disszertáció eredményeinek gyakorlati hasznosítása több szereplő számára releváns, különböző alkalmazási szinteken.

Tervezőmérnökök számára a dinamikus α - és SSOTE-modellek alkalmazása pontosítja a fűvóművek méretezését a hidraulikai- és szennyezőanyag-terhelés változásainak figyelembevételével, amely 10–20% energiamegtakarítást eredményez a hagyományos statikus becslésekhez képest. A gáz-specifikus transzportmodellek (VOC, GHG) integrálása a modellmátrixokba pontosabb emissziószámításokat tesz lehetővé. Elkerülhetőek a túl- és az alulméretezett levegőztető rendszerek, a kalibrált diffúzormodellek (SSOTE) többek között a katonai konténerrendszerek tervezésénél optimalizálják az oxigénbevitt az ingadozó terhelési körülmények között. A modellközpontú technológiakorszerűsítés példáján, csökkenő vízhasználat melletti feltételek esetén a szimulációk segítségével, alternatív biotechnológiai kialakításokkal kompenzálható a növekvő oxigénigény, fenntartva a tisztítási hatékonyságot.

Üzemeltetők számára az adaptív levegőztetési stratégia a terhelések monitorozása alapján alakítható ki, dinamikus α -tényezőhöz alkalmazkodóan szabályozható a levegőhozam, csökkentve a túllevégtetést és biztosítva az előírt vízminőséget. A modellalapú előrejelzés szélsőséges időjárási eseményeknél is fontos: a biológiai fokozatban növelt levegőztetéssel stabilizálható a tápanyag-eltávolítás, sztrippelő egységekben pedig akár a VOC-kibocsátás is kontrollálható.

Döntéshozók (telepüzemeltetők, önkormányzatok) számára az üzemek modellintegrált valós idejű csatlakozása hosszú távon energiamegtakarítást hozhat az oxigén szabályozás optimalizálásával. A beruházási döntések megalapozhatók szimulációs eredményekkel, például diffúzortípusok összehasonlításával valós

terhelési profilokon. Az N_2O -előrejelzés integrálása a fenntarthatósági jelentésekbe csökkenti a szénlábnyomot és támogatja az EU-s emissziószabályozást.

Az értekezés módszertana a felsőoktatásban és a vállalati képzésekben alapot adhat a gáztranszport matematikai leírásának megértésére, továbbfejlesztésére; továbbá referenciákat nyújthat a specializált magyar levegőztetési szaknyelvben.

Jogalkotók és hatóságok számára javasolt a terhelésváltozásokra vonatkozó határértékek elfogadása a gyakorisági- és meghaladási valószínűség alapján, ahol például a 95%-os valószínűségű maximális terhelés a dinamikus modellek alapján számítható, akár napi, akár éves skálán. Kritikus infrastruktúrákra előírhatóak modellvalidált üzemviteli tervek, figyelembe véve a szélsőséges terhelések okozta üzemzavarok stabilizációs idejét levegőztetésszabályozással. A kibocsátási nyilvántartások bővíthetők a GHG-k modellalapú becsléseivel, vagy szennyvíz-újrahasznosítás esetén a tápanyag-visszanyerési feltételekkel.

6.3. TOVÁBBI KUTATÁST IGÉNYLŐ TERÜLETEK

A kutatás eredményei több, egymással szorosan összefüggő további kutatási irányt jelölnek ki a szennyvíztisztítás és a levegőztetési rendszerek fejlesztése terén. A dinamikus α -modell kinetikai továbbfejlesztése előrelépést jelentene a kommunálistól eltérő összetételű víztípusok, és bizonyos ipari szennyvizek levegőztetésében, amelyek eltérő arányban tartalmaznak (esetenként inert) felületaktív anyagokat. A kutatáshoz szervesen kapcsolódik az F-tényező részletes, dinamikus modellje, amely a diffúzorok biofilmes elszennyeződését, szervesen kiválását, póruseltömődését és szerkezeti öregedését írja le; a cél olyan prediktív karbantartási módszerek kidolgozása, amelyekkel a levegőztetés energiahatékonysága hosszú távlatban is fenntartható. Az aggodalomra okot adó felmerülő szennyezőanyagok problémakörében hasznos lehet az ipari szennyezésekből származó VOC-k széles körű modellkönyvtárának fejlesztése és validációja üzemi adatsorokon. A modellalapú kockázatelemzés további alkalmazását képviselheti az áramkimaradások esetén felmerülő technológiai helyreállítás. Emellett a valós idejű irányítástechnika és a modellprediktív szabályozás – különösen ipari eredetű szennyezések, hirtelen koncentrációkiugrások és ingadozó hidraulikai terhelés esetén – olyan terület, ahol a jelenlegi modellek integrációja és továbbfejlesztése közvetlenül támogathatja a vízbiztonságot és a költséghatékony üzemeltetést.

7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK TÉZISSZERŰ ÖSSZEFOGLALÁSA

A kutatás során létrejött eredményeket és következtetéseket tézisek formájában az alábbiakban foglalom össze:

1. Megállapítottam, hogy az oxigénbeviteli hatékonyság (SSOTE) diffúzor-specifikus meghatározása a darabszámba vetített fajlagos levegőhozam monoton függvényeként egyetlen összefüggésben modellezi a finombuborékos rendszerek csökkenő, a durvabuborékos növekvő hatékonysági görbáját a levegőfluxus változásával, melyet az alábbi összefüggésben adtam meg:

$$SSOTE = (SSOTE_0 - SSOTE_\infty) \cdot e^{-exp_{SSOTE} \cdot Q_{air,NTP,sp}} + SSOTE_\infty$$

A dinamikus előrejelzéssel kiegészített DO- és ammónium-vezérelt kaszkádszabályozás jelentős (20-40%) költségmegtakarítást tesz lehetővé a konstans léghezamon működő, konzervatíván túlméretezett fúvókhoz képest. Szimulációkkal igazoltam, hogy a kiegyenlítő medence használata kis kapacitású szennyvíztisztító rendszerben fajlagosan nagyobb fúvókölségmegtakarítást jelent, mint centralizált szennyvíztisztító telepeken.

2. A biológiai tisztításért felelős reaktoregységekben jelenlévő felületaktív anyagok oxigénátadást gátló hatásának számszerűsítésére használt, kémiai oxigénigényen alapuló dinamikus α -konceptiót újradefiniáltam. A dimenziómentes „alfa-indikátor” bevezetésével továbbfejlesztettem a létesítmény egészére. Az állapotváltozó alkalmazkodik a szervesanyagterheléshez, továbbá figyelembe veszi az iszapkor és az oldottoxigén-koncentráció levegőigényre gyakorolt összetett kinetikai hatásait, az alábbi komponensmérleggel:

$$\frac{dS_{ALPHA}}{dt} = \frac{Q_{S_{ALPHA},in} - Q_{S_{ALPHA},out} + V_r \cdot q_{ALPHA,O_2} \cdot X_{VSS} \cdot damp_{ALPHA} \cdot (S_{ALPHA,sat} - S_{ALPHA})}{V_r}$$

A modell az üzemszintű folyamatváltozókon alapul, ugyanakkor a különálló medencékben a tenzidek felszálló levegőbuborékokra kifejtett hatásaitól és a lebegő biotulajdonságaitól is függ az α -tényező:

$$\alpha = \frac{S_{ALPHA}}{((S_{ALPHA} - 1) \cdot e^{sl_{diff} \cdot \alpha \cdot h_{diff}} + 1) \cdot e^{sl_{TSS, \alpha} \cdot X_{TSS}}}$$

A módszer a szennyezőanyag-koncentrációk térbeli és időbeli változását követi, a dinamikus előrejelzés által pontosítható a fűvók méretezési módszertana. A pillanatnyi terheléseken alapuló α -előrejelzés alkalmas a lakossági szennyvíztisztító telepek levegőfogyasztásának meghatározására száraz- és csapadékos időjárási körülmények között egyaránt.

3. Igazoltam, hogy az oxigénátadási kinetikára kidolgozott dinamikus modell univerzálisan alkalmazható egyéb, szennyvíztisztítás során keletkező gázok oldódási és deszorpció folyamatainak leírására. A szennyvíztisztítási folyamatmodell Gujer-mátrixát bővítettem a vizsgált gázkomponensek kinetikai paramétereivel. Ezentúl meghatároztam különböző eljárások optimális üzemállapotát a BTEX-vegyületek elfolyóvíz-koncentrációi és az üvegházgáz-kibocsátás szempontjából.
4. Megállapítottam, hogy a szélsőséges vihareseményekből eredő szennyvíz-technológiai havária események során a levegőztetés adaptív szabályozása stabilizálja a biológiai tisztítást. Csapadékesemények vizsgálatával igazoltam, hogy a levegőztetési irányítástechnika hangolását és a fűvóméretezést az esős időjárásra vonatkoztatott maximális óracsúcsra kell tervezni. Javaslatot tettem a modellek specializált gyakorlati alkalmazásaira, pl. alacsony hidraulikai terhelésű körülmények, valamint a szennyvíz-újrahasznosításban használatos levegőztetési stratégiák esetére.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton köszönök minden segítséget témavezetőmnek, Dr. Karches Tamásnak, aki mindig rendelkezésre állt, hogy egyeztessük a modellkísérleteim, szimulációim eredményeit; sok hasznos ötlettel állt elő a téma továbbfejlesztésével kapcsolatban és a problémákat segített kiküszöbölni a legnehezebb időszakokban is. Köszönöm Dr. Földi László és Dr. Bíró Tibor Professzor Uraknak, hogy figyelemmel követték kutatásom előrehaladását, felülvizsgálták a tanulmányi és kutatási terveimet, illetve disszertációs beszámolóimat.

Köszönettel tartozom Dr. Takács Imre kollégámnak, aki magas szintű szakértelmével mentorálta a matematikai modelljeim fejlesztését, valamint támogatta nemzetközi konferenciaelőadásaimat. Továbbá hálával tartozom Dr. Diego Rosso Professzor Úrnak, amiért a levegőztetési szakterületen elismert gyakorlati tapasztalatával és visszajelzéseivel hozzájárult a modellek alkalmazhatóságához, illetve hozzáférést adott számos mérési kampány digitalizált adatsorához.

Szintén köszönöm Dr. Tanush Wadhawan munkatársamnak, hogy szakmai kapcsolatai által, a modellek igazolása céljából értékes mérési adatokhoz juttatott hozzá. Hálás vagyok Kujbus Csaba kollégámnak a makrófejlesztésben nyújtott segítségéért. És szeretném megköszönni a Dynamita SAS összes alkalmazottjának, hogy támogatóak és megértőek voltak doktori kutatásomat illetően, tanulmányi szabadságaim alatt ellátták a munkafeladataimat.

Ezen kívül hálás vagyok a családomnak és barátaimnak is, amiért átsegítettek nehéz időszakjaimon és kitartóan öntötték belém a lelket, nekik köszönhetem, hogy a doktori képzés során végig motivált maradtam. Végül, de nem utolsó sorban, szeretném megköszönni a barátnőmnek, Henger Adrienn Reginának, hogy végigkísérte képzésem mérföldköveit és érdeklődően olvasta a témában született cikkeimet, illetve közel anyanyelvi szintű tudásával lektorálta angol nyelvű publikációimat.

A TÉMAKÖRBŐL KÉSZÜLT PUBLIKÁCIÓIM

KÖNYVFEJEZET

Bencsik D, Karches T. A konténerizált szennyvíztisztító telep anyagáramon alapuló modellezésének fejlesztése. In: Szemelvények a katonai műszaki tudományok eredményeiből V. Budapest: Ludovika Egyetemi Kiadó; 2025. p. 39–54. doi:10.36250/01266_03

MAGYAR FOLYÓIRATCIKKEK

Karches T, Bencsik D. Üvegházhatású gázkibocsátás fixfilmes szennyvízkezelő eljárásban. Danubius Noster: Az Eötvös József Főiskola Tudományos Folyóirata. 2017;5:85–95.

Bencsik D. Modellszintű stratégiák szélsőséges időjárás által előidézett káresemények elhárítására szennyvíztisztító telepeken. Műszaki Katonai Közlöny. 2023;33(1):67–83. doi:10.32562/mkk.2023.1.5

Bencsik D. Illékony szerves vegyületek eltávolításának környezetbiztonsági aspektusai. Védelem Tudomány. 2025;10(1):93–108. doi:10.61790/vt.2025.18214

Bencsik D. Evaluation of Nutrient Recovery Potential through Wastewater Reclamation for Irrigation. Műszaki Katonai Közlöny. 2025;35(1):127–144. doi:10.32562/mkk.2025.1.10

NEMZETKÖZI FOLYÓIRATCIKKEK

Bencsik D, Karches T. Estimation of GHG Emissions of a Fixed Bed Biofilm Reactor Cascade in Wastewater Treatment. Journal of Environmental Science and Engineering. 2015;A(4):559–566. doi:10.17265/2162-5298/2015.11.001

Bencsik D, Takács I, Rosso D. Dynamic alpha factors: Prediction in time and evolution along reactors. Water Research. 2022;118339. doi:10.1016/j.watres.2022.118339

Bencsik D, Wadhawan T, Házi F, Karches T. Plant-Wide Models for Optimizing the Operation and Maintenance of BTEX-Contaminated Wastewater Treatment and Reuse. Environments. 2024;11(5):88. doi:10.3390/environments11050088

Dehghani Tafti A, Houweling D, Perron J-M, Bencsik D, Johnson T, Vanrolleghem PA, Comeau Y. Towards a modelling framework for nature-based solutions in wastewater treatment. Water Science and Technology. 2024;90(3):758–776. doi:10.2166/wst.2024.235

MAGYAR KONFERENCIAKÖZLEMÉNY

Bencsik D. Csökkenő vízhasználat hatásai a szennyvíztisztítás levegőztetési költségeire, optimalizációs lehetőségek. In: Magyar Víz- és Szennyvíztechnikai Szövetség Dr. Dulovics Dezső Junior Szimpózium. Budapest: MaSzeSz; 2022. p. 3–5.

NEMZETKÖZI KONFERENCIAKÖZLEMÉNYEK

Bencsik D, Wadhawan T, Takács I, Bott C, Rosso D. Improved Aeration Modelling using Innovative Concepts for Prediction of Key Factors in Oxygen Transfer. In: Innovations in Process Engineering 2021: A Virtual Event. Water Environment Federation; 2021.

Bencsik D, Takács I, Budai P, Rosso D. The last barrier to accurate aeration design: The alpha factor – How to predict in time and along the reactor. In: 7th IWA Water Resource Recovery Modelling Seminar. International Water Association; 2021. p. 130–134.

Bencsik D, Wadhawan T, Hauduc H, Takács I, Karches T. Optimizing the Removal of BTEX Compounds by Granular Activated Carbon in Water Resource Recovery. In: 6th International Conference for Water Safety. Montevideo, Uruguay: International Water Association; 2024. (C61000-F1-6391669).

IRODALOMJEGYZÉK

- [1] Capodaglio AG, Olsson G. Energy Issues in Sustainable Urban Wastewater Management: Use, Demand Reduction and Recovery in the Urban Water Cycle. *Sustainability*. 2020;12(1):266. doi:10.3390/su12010266
- [2] 541/2013. (XII. 30.) Korm. rendelet a létfontosságú vízgazdálkodási rendszerelemek és vízellátási-művek azonosításáról, kijelöléséről és védelméről.
- [3] Dulovics D. Energiagazdálkodás a szennyvíztisztításban. *Magyar energetika*. 2013;20(1):32–35.
- [4] Amaral A, Gillot S, Garrido-Baserba M, Filali A, Karpinska AM, Plósz BG, De Groot C, Bellandi G, Nopens I, Takács I, et al. Modelling gas–liquid mass transfer in wastewater treatment: when current knowledge needs to encounter engineering practice and vice versa. *Water Science and Technology*. 2019;80(4):607–619. doi:10.2166/wst.2019.253
- [5] Sevella B. Biomérnöki műveletek és folyamatok. Budapest: Typotex Kiadó; 2012.
- [6] Karches T. Reaktormodellek szerepe a szennyvíztisztításban. Budapest: Dialóg Campus; 2020.
- [7] Fazekas B, Kárpáti Á, Kovács Z. Szennyvíztisztítás korszerű módszerei. Veszprém: Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet; 2014.
- [8] Mucsy G, Dobolyi E, Major V. Energiamegtakarítás az eleveniszapos szennyvíztisztításban. *Vízügyi Közlemények*. 1983;65(3):391–398.
- [9] MSZ EN 12255-15:2004. Az oxigénbevitel mérése tiszta vízben, az eleven iszapos telepek levegőztető medencéiben. 2004.
- [10] Ippen AT, Carver CE, Dobbins WE. Basic factors of oxygen transfer in aeration systems. *Sewage and Industrial Wastes*. 1954;26(7):813–829.
- [11] Eckenfelder WW. Factors affecting the aeration efficiency of sewage and industrial wastes. *Sewage and Industrial Wastes*. 1959;31(1):60–70.
- [12] Pöpel HJ, Wagner M. Modelling of oxygen transfer in deep diffused-aeration tanks and comparison with full-scale plant data. *Water Science and Technology*. 1994;30(4):71–80. doi:10.2166/wst.1994.0161
- [13] Yunt FW, Hancuff TO. Aeration Equipment Evaluation: Phase I - Clean Water Test Results. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH: EPA/600/2-88/022; 1988. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=ORD&dirEntryId=49843
- [14] Wagner M, Pöpel HJ. Oxygen transfer and aeration efficiency – influence of diffuser submergence, diffuser density, and blower type. *Water Science and Technology*. 1998;38(3):1–6. doi:10.1016/S0273-1223(98)00445-4
- [15] Chern J-M, Yang S-P. Oxygen Transfer Rate in a Coarse-Bubble Diffused Aeration System. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 2003;42(25):6653–6660. doi:10.1021/ie030396y
- [16] Dold P, Fairlamb M. Estimating oxygen transfer KLa, SOTE and air flow requirements in fine bubble diffused air systems. *Proceedings of the Water Environment Federation*. 2001;2001(13):780–791. doi:10.2175/193864701790864070
- [17] Gillot S, Capela-Marsal S, Roustan M, Héduit A. Predicting oxygen transfer of fine bubble diffused aeration systems – model issued from dimensional analysis. *Water Research*. 2005;39(7):1379–1387. doi:10.1016/j.watres.2005.01.008

- [18] Hur DS. A computer program for optimal aeration system design for activated sludge treatment plants. CA: University of California, Los Angeles; 1994. (M.S. Thesis).
- [19] Frank K, Davies G, Shirodkar N, Sauvageau A. Aerating a high rate low SRT activated sludge reactor: coarse or fine bubble aeration – how about a hybrid? Proceedings of the Water Environment Federation. 2009;2009(8):7215–7224. doi:10.2175/193864709793957382
- [20] Oláh J, Princz P, Fleps W, Gaál L. Az eleveniszapos szennyvíztisztító telepek tervezési alapadatainak meghatározása I. MaSzeSz Hírcsatorna. 2001;2001(november-december):6–15.
- [21] Rosso D. Aeration, Mixing, and Energy: Bubbles and Sparks. IWA Publishing; 2018. <https://iwaponline.com/ebooks/book/734/Aeration-Mixing-and-Energy-Bubbles-and-Sparks>. doi:10.2166/9781780407845
- [22] Karpinska AM, Bridgeman J. CFD-aided modelling of activated sludge systems – A critical review. Water Research. 2016;88:861–879. doi:10.1016/j.watres.2015.11.008
- [23] Alex J, Benedetti L, Copp J, Gernaey K, Jeppsson U, Nopens I, Pons M, Rieger L, Rosen C, Steyer J-P. Benchmark Simulation Model no. 1 (BSM1). Report by the IWA Taskgroup on Benchmarking of Control Strategies for WWTPs. 2008 Jan 1.
- [24] Kessener HJNH, Ribbius FJ. Comparison of Aeration Systems for the Activated Sludge Process. Sewage Works Journal. 1934;6(3):423–443.
- [25] Stenstrom MK, Gilbert RG. Effects of alpha, beta and theta factor upon the design, specification and operation of aeration systems. Water Research. 1981;15(6):643–654. doi:10.1016/0043-1354(81)90156-1
- [26] Leitner L. Jól jár-e valaki a vízfogyasztás csökkenésével? Avagy a szennyvíz mennyiség csökkenésének veszélyei üzemeltetői szemmel. In: A Magyar Hidrológiai Társaság XX. Országos Vándorgyűlése I. kötet. Mosonmagyaróvár; 2002. p. 163–167.
- [27] Mueller JA, Kim Y-K, Krupa JJ, Shkreli F, Nasr S, Fitzpatrick B. Full-scale demonstration of improvement in aeration efficiency. Journal of Environmental Engineering. 2000;126(6):549–555. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:6(549)
- [28] Rosso D, Stenstrom MK. Energy-saving benefits of denitrification. Environmental Engineer: Applied Research and Practice. 2007;3:1–11.
- [29] Doyle ML, Boyle WC, Rooney T, Huibregtse GL. Pilot plant determination of oxygen transfer in fine bubble aeration. Journal (Water Pollution Control Federation). 1983;55(12):1435–1440.
- [30] Muller EB, Stouthamer AH, van Verseveld HW, Eikelboom DH. Aerobic domestic waste water treatment in a pilot plant with complete sludge retention by cross-flow filtration. Water Research. 1995;29(4):1179–1189. doi:10.1016/0043-1354(94)00267-B
- [31] Rosso D, Iranpour R, Stenstrom MK. Fifteen years of offgas transfer efficiency measurements on fine-pore aerators: key role of sludge age and normalized air flux. Water Environment Research. 2005;77(3):266–273. doi:10.2175/106143005X41843
- [32] Henkel J, Cornel P, Wagner M. Oxygen transfer in activated sludge – new insights and potentials for cost saving. Water Science and Technology. 2011;63(12):3034–3038. doi:10.2166/wst.2011.607
- [33] Baquero-Rodríguez GA, Lara-Borrero JA, Nolasco D, Rosso D. A critical review of the factors affecting modeling oxygen transfer by fine-pore diffusers in activated sludge. Water Environment Research. 2018;90(5):431–441. doi:10.2175/106143017X15131012152988
- [34] Jiang L-M, Garrido-Baserba M, Nolasco D, Al-Omari A, DeClippeleir H, Murthy S, Rosso D. Modelling oxygen transfer using dynamic alpha factors. Water Research. 2017;124:139–148. doi:10.1016/j.watres.2017.07.032

- [35] Boog J, Nivala J, Kalbacher T, van Afferden M, Müller RA. Do wastewater pollutants impact oxygen transfer in aerated horizontal flow wetlands? *Chemical Engineering Journal*. 2020;383:123173. doi:10.1016/j.cej.2019.123173
- [36] Ahmed AS, Khalil A, Ito Y, van Loosdrecht MCM, Santoro D, Rosso D, Nakhla G. Dynamic impact of cellulose and readily biodegradable substrate on oxygen transfer efficiency in sequencing batch reactors. *Water Research*. 2021;190:116724. doi:10.1016/j.watres.2020.116724
- [37] Odize V, Novak J, Al-Omari A, Rahman A, Rosso D, Murthy S, De Clippeleir H. Impact of Organic Carbon fractions and Surfactants on Oxygen Transfer Efficiency. In: *Proceedings of the Water Environment Federation*. New Orleans, LA; 2016. p. 3951–3958.
- [38] U.S. Environmental Protection Agency. Summary Report: Fine Pore (Fine Bubble) Aeration Systems. Cincinnati, OH: EPA/625/8-85/010; 1989. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=ORD&dirEntryID=50084
- [39] Jiang L-M, Chen L, Zhou Z, Sun D, Li Y, Zhang M, Liu Y, Du S, Chen G, Yao J. Fouling characterization and aeration performance recovery of fine-pore diffusers operated for 10 years in a full-scale wastewater treatment plant. *Bioresource Technology*. 2020;307:123197. doi:10.1016/j.biortech.2020.123197
- [40] Rosso D, Stenstrom MK, Garrido-Baserba M. Aeration and mixing. In: *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design*. London, UK: IWA Publishing; 2020. p. 419–474. doi:10.2166/9781789060362_0419
- [41] Rieger L, Gillot S, Langergraber G, Ohtsuki T, Shaw A, Takács I, Winkler S. Guidelines for Using Activated Sludge Models. London, UK: IWA Publishing; 2012. (Scientific and Technical Report No. 22.).
- [42] Hornyacsek J. A tudományos kutatás elmélete és módszertana. Budapest: Nemzeti Közszerológati Egyetem Hadtudományi és Honvédtisztképző Kar; 2014.
- [43] Rieger L, Alex J, Gujer W, Siegrist H. Modelling of aeration systems at wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*. 2006;53(4–5):439–447. doi:10.2166/wst.2006.100
- [44] Hauduc H, Rieger L, Takács I, Héduit A, Vanrolleghem P, Gillot S. A systematic approach for model verification : Application on seven published Activated Sludge Models. *Water Science and Technology*. 2010;61:825–39. doi:10.2166/wst.2010.898
- [45] Herbert D, Elsworth R, Telling RC. The Continuous Culture of Bacteria; a Theoretical and Experimental Study. *Microbiology*. 1956;14(3):601–622. doi:10.1099/00221287-14-3-601
- [46] Billing AE, Dold P. Modelling techniques for biological reaction systems. 1. Mathematic description and model representation. *Water SA*. 1988;14(4):185–192.
- [47] Henze M, Grady Jr L, Gujer W, Marais G, Matsuo T. Activated Sludge Model No. 1. International Association on Water Pollution Research and Control (IAWPRC); 1987. (IWA Scientific and Technical Report No. 9).
- [48] Arnell M, Ahlström M, Wärff C, Saagi R, Jeppsson U. Plant-wide modelling and analysis of WWTP temperature dynamics for sustainable heat recovery from wastewater. *Water Science and Technology*. 2021;84(4):1023–1036. doi:10.2166/wst.2021.277
- [49] Ho LT, Van Echelpoel W, Goethals PLM. Design of waste stabilization pond systems: A review. *Water Research*. 2017;123:236–248. doi:10.1016/j.watres.2017.06.071
- [50] Dehghani Tafti A, Houweling D, Perron J-M, Bencsik D, Johnson T, Vanrolleghem PA, Comeau Y. Towards a modelling framework for nature-based solutions in wastewater treatment. *Water Science and Technology*. 2024;90(3):758–776. doi:10.2166/wst.2024.235

- [51] Sin G, Gernaey K, Neumann M, Loosdrecht M, Gujer W. Uncertainty analysis in WWTP model applications: A critical discussion using an example from design. *Water Research*. 2009;43(11):2894–2906. doi:10.1016/j.watres.2009.03.048
- [52] Young JC. Oxygen Uptake Rate as a Monitoring and Control Parameter For Activated Sludge Processes. Indianapolis, IN: WEF/Indiana Water Pollution Control Association (IAWPCA); 1999.
- [53] Vanrolleghem P. Principles of respirometry in activated sludge wastewater treatment. In: *Proceedings International Workshop on Recent Development in Respirometry for Wastewater Treatment Plant Monitoring and Control*. Taipei, Taiwan; 2002. (p.2/1-20).
- [54] Metcalf & Eddy, Inc. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 5th edition. Boston, MA: McGraw-Hill Higher Education; 2015.
- [55] U.S. Environmental Protection Agency. *Design Manual: Fine Pore Aeration Systems*. Cincinnati, OH: EPA/625/1-89/023; 1989.
https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=ORD&dirEntryId=41602
- [56] Dynamita. Sumo22.1 documentation. Sigale, France: Dynamita SARL; 2022.
<https://dynamita.com/sumo22.1/Sumo22.1%20documentation.pdf>
- [57] Herrmann-Heber R, Reinecke SF, Hampel U. Dynamic Aeration for Improved Oxygen Mass Transfer in the Wastewater Treatment Process. *Chemical Engineering Journal*. 2019;386:122068. doi:10.1016/j.cej.2019.122068
- [58] Sincero AP, Sincero GA. *Physical-Chemical Treatment of Water and Wastewater*. 1st edition. Boca Raton, FL: CRC Press; 2002.
- [59] Stenstrom MK, Leu S-Y (Ben), Jiang P. Theory to Practice: Oxygen Transfer and the New ASCE Standard. In: *Proceedings of the Water Environment Federation*. Vols. 2006, 7. 2006. p. 4838–4852. http. doi:10.2175/193864706783762931
- [60] DelSontro T, McGinnis D, Wehrli B, Ostrovsky I. Size Does Matter: Importance of Large Bubbles and Small-Scale Hot Spots for Methane Transport. *Environmental Science and Technology*. 2015;49:1268–1276. doi:10.1021/es5054286
- [61] Jensen MB, Kofoed MVW, Fischer K, Voigt NV, Agneessens LM, Batstone DJ, Ottosen LDM. Venturi-type injection system as a potential H₂ mass transfer technology for full-scale *in situ* biomethanation. *Applied Energy*. 2018;222:840–846. doi:10.1016/j.apenergy.2018.04.034
- [62] Roberts PV, Munz C, Dändliker P. Modeling Volatile Organic Solute Removal by Surface and Bubble Aeration. *Journal (Water Pollution Control Federation)*. 1984;56(2):157–163.
- [63] Khalil A, Rosso D, DeGroot CT. Effects of flow velocity and bubble size distribution on oxygen mass transfer in bubble column reactors—A critical evaluation of the computational fluid dynamics-population balance model. *Water Environment Research*. 2021;93(10):2274–2297. doi:10.1002/wer.1604
- [64] Hayduk W, Laudie H. Prediction of diffusion coefficients for nonelectrolytes in dilute aqueous solutions. *Aiche Journal*. 1974;20(3):611–615. doi:10.1002/AIC.690200329
- [65] Yaws CL. *Handbook of transport property data: viscosity, thermal conductivity, and diffusion coefficients of liquids and gases*. Houston, TX: Gulf Publishing Company; 1995. (Library of physico-chemical property data).
- [66] New Jersey Department of Environmental Protection. *Chemical Properties for Calculation of Impact to Ground Water Soil Remediation Standards*. 2008 [accessed 2023 May 26]. doi:10.7282/T3Z0385G

- [67] Gillot S, Volcke E, Lizarralde I, Amerlink Y, Batstone DJ. Gas-liquid transfer. In: Generalised Physicochemical Model (PCM) for Wastewater Processes. London, UK: IWA Publishing; 2022. p. 39–54. doi:10.2166/9781780409832_0039
- [68] Bencsik D, Takács I, Rosso D. Dynamic alpha factors: Prediction in time and evolution along reactors. *Water Research*. 2022;118339. doi:10.1016/j.watres.2022.118339
- [69] Bencsik D, Wadhawan T, Takács I, Bott C, Rosso D. Improved Aeration Modelling using Innovative Concepts for Prediction of Key Factors in Oxygen Transfer. In: *Innovations in Process Engineering 2021: A Virtual Event*. Water Environment Federation; 2021.
- [70] Morgan PF, Bewtra JK. Air diffuser efficiencies. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. 1960;32(10):1047–1059.
- [71] Bencsik D, Karches T. Estimation of GHG Emissions of a Fixed Bed Biofilm Reactor Cascade in Wastewater Treatment. *Journal of Environmental Science and Engineering*. 2015;A(4):559–566. doi:10.17265/2162-5298/2015.11.001
- [72] Plósz BGy, Jobbágy A, Grady CPL. Factors influencing deterioration of denitrification by oxygen entering an anoxic reactor through the surface. *Water Research*. 2003;37(4):853–863. doi:10.1016/S0043-1354(02)00445-1
- [73] Sander R. Compilation of Henry’s law constants (version 4.0) for water as solvent. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2015;15(8):4399–4981. doi:10.5194/acp-15-4399-2015
- [74] Mackay D, Shiu WY. A critical review of Henry’s law constants for chemicals of environmental interest. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*. 1981;10:1175–1199. doi:10.1063/1.555654
- [75] Staudinger J, Roberts PV. A critical review of Henry’s law constants for environmental applications. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 1996;26(3):205–297. doi:10.1080/10643389609388492
- [76] Staudinger J, Roberts PV. A critical compilation of Henry’s law constant temperature dependence relations for organic compounds in dilute aqueous solutions. *Chemosphere*. 2001;44(4):561–576. doi:10.1016/S0045-6535(00)00505-1
- [77] Water Environment Federation. *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants MOP 8*, Fifth Edition. 5th edition. Alexandria, VA: McGraw-Hill Education; 2009.
- [78] Huibregtse GL, Rooney TC, Rasmussen DC. Factors Affecting Fine Bubble Diffused Aeration. *Journal (Water Pollution Control Federation)*. 1983;55(8):1057–1064.
- [79] Barnhart EL, Collins M. The measurement and control of fouling in fine pore diffuser systems. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH: EPA/600/R-94/102; 1994. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=126964
- [80] Leu S-Y, Rosso D, Larson LE, Stenstrom MK. Real-time aeration efficiency monitoring in the activated sludge process and methods to reduce energy consumption and operating costs. *Water Environment Research: A Research Publication of the Water Environment Federation*. 2009;81(12):2471–2481. doi:10.2175/106143009x425906
- [81] Herrmann-Heber R, Ristau F, Mohseni E, Reinecke SF, Hampel U. Experimental Oxygen Mass Transfer Study of Micro-Perforated Diffusers. *Energies*. 2021;14(21):7268. doi:10.3390/en14217268
- [82] Samuelsson O, Bengtsson S. Differentiating fouling from ageing for a condition-based diffuser maintenance. *Water Research*. 2025;268:122534. doi:10.1016/j.watres.2024.122534
- [83] Moser J. *Mangawhai Wastewater Treatment Plant Upgrade, Stage 2 Summary*. WSP Opus. Auckland, NZ: 1-13586.00; 2018.

- [84] Sanitaire kerámiadiffúzorok. Xylem Magyarország. [accessed 2026 Feb 12]. <https://www.xylem.com/hu-hu/products--services/treatment-products-systems/aeration-equipment/fine-bubble-aeration/ceramic-disc-diffusers/>
- [85] Sulzer. ABS Nopon disc diffuser system HKL 215. Zultzer Pumpen. 2012 [accessed 2026 Feb 12]. https://zultzerpumpen.hu/wp-content/uploads/2015/11/HKL_215_TDS.pdf
- [86] Lasdon LS, Fox RL, Ratner MW. Nonlinear optimization using the generalized reduced gradient method. *Revue française d'automatique, informatique, recherche opérationnelle. Recherche opérationnelle*. 1974;8(V3):73–103. doi:10.1051/ro/197408V300731
- [87] Dynamita. Modeling Projects. [accessed 2026 Feb 12]. <https://dynamita.com/services.html>
- [88] ASCE/EWRI 2-22. Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water. Reston, VA: American Society of Civil Engineers; 2022.
- [89] Nash JE, Sutcliffe JV. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*. 1970;10(3):282–290. doi:10.1016/0022-1694(70)90255-6
- [90] Karches T, Papp T. Egyedi szennyvíztisztító kisberendezés alkalmazhatóságának bemutatása. *Műszaki Katonai Közlöny*. 2018;28(4):158–163.
- [91] Czakó L, Karches T. Decentralizált szennyvíztisztítás szerepe a települési vízgazdálkodásban. *Hadmérnök*. 2019;14:72–79. doi:10.32567/hm.2019.1.7
- [92] Medina V, Waisner S, Griggs CS. Mobile Water/Wastewater Treatment Systems Developed by the Army Engineer Research and Development Center. 2020.
- [93] US Department of the Army. Unit Field Sanitation Teams. ATP 4-25.12. Washington DC: Headquarters, Department of the Army; 2014.
- [94] NATO. Environmental Protection Best Practices and Standards for Military Camps in NATO Operations. STANAG 2582. Brussels, Belgium: Allied Joint Environmental Protection Publication: AJEPP-2; 2022.
- [95] Smith & Loveless Inc. Factory-Built ADDIGEST FactSheet. 2009 [accessed 2026 Feb 13]. <https://pdf.directindustry.com/pdf/smith-loveless-inc/factory-built-addigest-factsheet/91701-381523.html>
- [96] Sallam M, Yaseen A, Refai L, El-Qanni A. Conceptual Feasibility of a Portable Containerized and Decentralized Wastewater Treatment System for Rural Regions: A Case Study in Palestine. *An-Najah University Journal for Research - A (Natural Sciences)*. 2023;38(1):42–47. doi:10.35552/anujr.a.38.1.2149
- [97] Medina VF, Waisner SA. Military Solid and Hazardous Wastes—Assessment of Issues at Military Facilities and Base Camps. In: *Waste*. Academic Press; 2011. p. 357–376. doi:10.1016/B978-0-12-381475-3.10025-7
- [98] Zhang B, Tang H, Huang D, Liu C, Shi W, Shen Y. Effect of superficial gas velocity on membrane fouling behavior and evolution during municipal wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*. 2023;315:123665. doi:10.1016/j.seppur.2023.123665
- [99] Liu H, Yoo C. Cascade control of effluent nitrate and ammonium in an activated sludge process. *Desalination and Water Treatment*. 2016;57(45):21253–21263. doi:10.1080/19443994.2015.1119741
- [100] Bencsik D, Karches T. A konténerizált szennyvíztisztító telep anyagáramon alapuló modellezésének fejlesztése. In: *Szemelvények a katonai műszaki tudományok eredményeiből V*. Budapest: Ludovika Egyetemi Kiadó; 2025. p. 39–54. doi:10.36250/01266_03

- [101] Kovács R, Takács I, Benke JD. Facilitating biofilm reactor modelling with an easy-to-use spreadsheet-based tool designed for process engineers. In: IWA Biofilm Conference. Paris, France: International Water Association; 2013.
- [102] Pedersen G, Baker C, Hoque A. Urban housing alternative approach to provision of water & wastewater infrastructure. In: Water New Zealand's 2017 Conference. Auckland: Water New Zealand; 2017.
- [103] Reymond P, C. D, Papangelou A, Tawfik M, R. A, Moussa M, K. Hassan K. Small-Scale Sanitation in the Nile Delta: Baseline Data and Current Practices. 2014. doi:10.13140/RG.2.1.3536.7526
- [104] Mueller J, Boyle WC, Popel IHJ. Aeration: Principles and Practice, Volume 11. Boca Raton: CRC Press; 2002. doi:10.1201/9781420010343
- [105] Bengtson HH. Biological Wastewater Treatment Process Design Calculations. Independently published; 2017.
- [106] ATV-DVWK. Measurement of the Oxygen Transfer in Activated Sludge Aeration Tanks with Clean Water and in Mixed Liquor. Wuppertal, Germany: ATV; 1996. Advisory Leaflet ATV-M 209 E.
- [107] Eckenfelder WW, Barnhart EL. The effect of organic substances on the transfer of oxygen from air bubbles in water. *AIChE Journal*. 1961;7(4):631–634. doi:10.1002/aic.690070420
- [108] Garrido-Baserba M, Asvapathanagul P, McCarthy GW, Gocke TE, Olson BH, Park H-D, Al-Omari A, Murthy S, Bott CB, Wett B, et al. Linking biofilm growth to fouling and aeration performance of fine-pore diffuser in activated sludge. *Water Research*. 2016;90:317–328. doi:10.1016/j.watres.2015.12.011
- [109] Kim Y, Boyle WC. Mechanisms of fouling in fine-pore diffuser aeration. *Journal of Environmental Engineering*. 1993;119(6):1119–1138. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(1993)119:6(1119)
- [110] Garrido-Baserba M, Asvapathanagul P, Park H-D, Kim T-S, Baquero-Rodriguez GA, Olson BH, Rosso D. Impact of fouling on the decline of aeration efficiency under different operational conditions at WRRFs. *Science of The Total Environment*. 2018;639:248–257. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.036
- [111] Rosso D, Stenstrom MK. Economic Implications of Fine-Pore Diffuser Aging. *Water Environment Research*. 2006;78(8):810–815. doi:10.2175/106143006X101683
- [112] Garrido-Baserba M, Sobhani R, Asvapathanagul P, McCarthy GW, Olson BH, Odize V, Al-Omari A, Murthy S, Nifong A, Godwin J, et al. Modelling the link amongst fine-pore diffuser fouling, oxygen transfer efficiency, and aeration energy intensity. *Water Research*. 2017;111:127–139. doi:10.1016/j.watres.2016.12.027
- [113] Vogelaar J, van Lier J, Klapwijk B, de Vries M, Lettinga G. Assessment of effluent turbidity in mesophilic and thermophilic activated sludge reactors – origin of effluent colloidal material. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 2002;59(1):105–111. doi:10.1007/s00253-002-0977-9
- [114] Rosso D, Stenstrom MK. Surfactant effects on α -factors in aeration systems. *Water Research*. 2006;40(7):1397–1404. doi:10.1016/j.watres.2006.01.044
- [115] Gillot S, Héduit A. Prediction of alpha factor values for fine pore aeration systems. *Water Science and Technology*. 2008;57(8):1265–1269. doi:10.2166/wst.2008.222
- [116] Wagner M, Pöpel HJ. Surface active agents and their influence on oxygen transfer. *Water Science and Technology*. 1996;34(3):249–256. (Water Quality International '96 Part 2). doi:10.1016/0273-1223(96)00580-X
- [117] Krampe J, Krauth K. Oxygen transfer into activated sludge with high MLSS concentrations. *Water Science and Technology*. 2003;47(11):297–303. doi:10.2166/wst.2003.0618

- [118] Rosso D, Warner R, Steele P. More Than Hot Air: Full-Scale Efficiency Comparison of Jet Aeration and Coarse Bubble Aeration in Aerobic Digestion. In: Proceedings of the Water Environment Federation. Chicago, IL: Water Environment Federation; 2019.
- [119] Mercer A. The performance of fine bubble diffusers. Guildford, UK: University of Surrey; 2001. (Doctoral Thesis).
- [120] Fabiyi M, Novak R. Evaluation of the Factors that Impact Successful Membrane Biological Reactor Operations at High Solids Concentration. Proceedings of the Water Environment Federation. 2008;2008:503–512. doi:10.2175/193864708788803479
- [121] Madhu G. Determination of mass transfer coefficient for the waste water from a centrifuge rubber latex concentration unit. Indian Journal of Engineering and Materials Sciences. 2001;8:149–152.
- [122] Vanhooren H, Nguyen K. Development of a simulation protocol for evaluation of respirometry-based control strategies. University of Gent, Belgium and University of Ottawa, Canada; 1996.
- [123] Takács I, Patry GG, Nolasco DA. A dynamic model of the clarification-thickening process. Water Research. 1991;25(10):1263–1271. doi:10.1016/0043-1354(91)90066-Y
- [124] Hwang H, Stenstrom M. Evaluation of Fine-Bubble Alpha Factors in near Full-Scale Equipment. Journal (Water Pollution Control Federation). 1985;57:1142–1151. doi:10.2307/25042816
- [125] ASCE/EWRI 18-18. Standard Guidelines for In-Process Oxygen Transfer Testing. Reston, VA: American Society of Civil Engineers; 2018.
- [126] Schuchardt A, Libra JA, Sahlmann C, Wiesmann U, Gnirss R. Evaluation of oxygen transfer efficiency under process conditions using the dynamic off-gas method. Environmental Technology. 2007;28(5):479–489. doi:10.1080/09593332808618812
- [127] Amerlinck Y, De Keyser W, Urchegui G, Nopens I. A realistic dynamic blower energy consumption model for wastewater applications. Water Science and Technology. 2016;74(7):1561–1576. doi:10.2166/wst.2016.360
- [128] Aymerich I, Rieger L, Sobhani R, Rosso D, Corominas LI. The difference between energy consumption and energy cost: Modelling energy tariff structures for water resource recovery facilities. Water Research. 2015;81:113–123. doi:10.1016/j.watres.2015.04.033
- [129] Emami N, Sobhani R, Rosso D. Diurnal variations of the energy intensity and associated greenhouse gas emissions for activated sludge processes. Water Science and Technology. 2018;77(7):1838–1850. doi:10.2166/wst.2018.054
- [130] Dynamita. Sumo21 User Manual. Sigale, France: Dynamita SARL; 2021. <https://dynamita.com/Sumo21/Sumo%20User%20Manual.pdf>
- [131] Qin H, Yu X, Khu S-T. Modeling of storm runoff and pollutant wash off processes during storm event in rapidly urbanizing catchment. 2009;11:1575.
- [132] Sheikholeslami Z, Yousefi Kebria D, Qaderi F. Nanoparticle for degradation of BTEX in produced water; an experimental procedure. Journal of Molecular Liquids. 2018;264:476–482. doi:10.1016/j.molliq.2018.05.096
- [133] Davidson CJ, Hannigan JH, Bowen SE. Effects of inhaled combined Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylenes (BTEX): Toward an environmental exposure model. Environmental Toxicology and Pharmacology. 2021;81:103518. doi:10.1016/j.etap.2020.103518
- [134] Corominas LI, Flores-Alsina X, Snip L, Vanrolleghem P. Minimising Overall Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants by Implementing Automatic Control. In: 7th IWA Leading-Edge Conference on Water and Wastewater Technologies. Phoenix, AZ: International Water Association; 2010.

- [135] Boer GJ, McFarlane NA, Lazare M. Greenhouse Gas–induced Climate Change Simulated with the CCC Second-Generation General Circulation Model. *Journal of Climate*. 1992;5(10):1045–1077.
- [136] Prather M, Ehhalt D. Atmospheric Chemistry and Greenhouse Gases. In: *Climate change 2001: The scientific basis*. IPCC. Cambridge, UK: Cambridge University Press; 2001. p. 239–287.
- [137] Higbie R. The rate of absorption of a pure gas into a still liquid during short periods of exposure. *Transactions of the American Institute of Chemical Engineers*. 1935;31:365–388.
- [138] Jiang P, Tzeng C-J, Hsieh C-C, Stenstrom MK. Modeling VOC Emissions in the High-Purity Oxygen Activated Sludge Process. *Journal of Environmental Engineering*. 2010;136(11):1189–1196. doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000273
- [139] Stenstrom MK. Westpoint Treatment Plant oxygen process modeling. Los Angeles, California: UCLA School of Engineering and Applied Science; 1990. (UCLA-ENG ;90-17).
- [140] Nikolova-Kuscu R, Fonseca L, Hume D, Bungay S. Using mechanistic models for predicting nitrous oxide emissions from the activated sludge process. *Claudeland, Kirikiriroa Hamilton: Water New Zealand*; 2024. https://www.waternz.org.nz/Article?Action=View&Article_id=2895
- [141] Bencsik D. Illékony szerves vegyületek eltávolításának környezetbiztonsági aspektusai. *Védelem Tudomány*. 2025;10(1):93–108. doi:10.61790/vt.2025.18214
- [142] Lee S, Choi J, Choi H, Oh H, Lee S. Assessment and optimization of wastewater treatment plant in terms of effluent quality, energy footprint, and greenhouse gas emissions: An integrated modeling approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2024;283:116820. doi:10.1016/j.ecoenv.2024.116820
- [143] Myers S, Mikola A, Blomberg K, Kuokkanen A, Rosso D. Comparison of methods for nitrous oxide emission estimation in full-scale activated sludge. *Water Science and Technology*. 2021;83(3):641–651. doi:10.2166/wst.2021.033
- [144] Scheierling S, Bartone C, Mara D, Drechsel P. Improving Wastewater Use in Agriculture: An Emerging Priority. *The World Bank, Policy Research Working Paper Series*. 2010.
- [145] Scheierling S, Bartone C, Mara D, Drechsel P. Towards an agenda for improving wastewater use in agriculture. *Water International*. 2011;36:420–440. doi:10.1080/02508060.2011.594527
- [146] Ofori S, Puškáčová A, Růžicková I, Wanner J. Treated wastewater reuse for irrigation: Pros and cons. *Science of The Total Environment*. 2021;760:144026. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.144026
- [147] Mello JMM, Brandão HL, Valério A, de Souza AAU, de Oliveira D, da Silva A, de Souza SMAGU. Biodegradation of BTEX compounds from petrochemical wastewater: Kinetic and toxicity. *Journal of Water Process Engineering*. 2019;32:100914. doi:10.1016/j.jwpe.2019.100914
- [148] Trusek-Holownia A, Noworyta A. Advanced treatment of wastewater with BTEX. *Desalination and Water Treatment*. 2012;50(1):440–445. doi:10.1080/19443994.2012.705089
- [149] Takáčová A, Smolinská M, Semerád M, Matúš P. Degradation of BTEX by microalgae *Parachlorella kessleri*. *Petroleum and Coal*. 2015;57(2):101–107.
- [150] Anjum H, Johari K, Gnanasundaram N, Ganesapillai M, Arunagiri A, Regupathi I, Thanabalan M. A review on adsorptive removal of oil pollutants (BTEX) from wastewater using carbon nanotubes. *Journal of Molecular Liquids*. 2019;277:1005–1025. doi:10.1016/j.molliq.2018.10.105
- [151] Lee K-C, Rittmann BE, Shi J, McAvoy D. Advanced steady-state model for the fate of hydrophobic and volatile compounds in activated sludge. *Water Environment Research*. 1998;70(6):1118–1131. doi:10.2175/106143098X123480

- [152] Pomiès M, Choubert J-M, Wisniewski C, Coquery M. Modelling of micropollutant removal in biological wastewater treatments: A review. *Science of The Total Environment*. 2013;443:733–748. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.11.037
- [153] Kasi M, Wadhawan T, McEvoy J, Padmanabhan G, Khan E. Effect of carbon source during enrichment on BTEX degradation by anaerobic mixed bacterial cultures. *Biodegradation*. 2013;24(2):279–293. doi:10.1007/s10532-012-9586-1
- [154] Gazsó Z, Házi F, Kenyeres I, Váci L. Full-scale wastewater treatment plant simulation for real-time optimization. *Water Practice and Technology*. 2017;12(4):848–856. doi:10.2166/wpt.2017.091
- [155] Mrowiec B. Effect of BTX on biological treatment of sewage. *Environment Protection Engineering*. 2009;35:197–206.
- [156] Smith RC, Elger SO, Mleziva S. Implementation of solids retention time (SRT) control in wastewater treatment. *Xylem Anal*. 2015;20:1–6.
- [157] Bencsik D, Wadhawan T, Házi F, Karches T. Plant-Wide Models for Optimizing the Operation and Maintenance of BTEX-Contaminated Wastewater Treatment and Reuse. *Environments*. 2024;11(5):88. doi:10.3390/environments11050088
- [158] Benstoem F, Nahrstedt A, Boehler M, Knopp G, Montag D, Siegrist H, Pinnekamp J. Performance of granular activated carbon to remove micropollutants from municipal wastewater—A meta-analysis of pilot- and large-scale studies. *Chemosphere*. 2017;185:105–118. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.06.118
- [159] Zha Y, Wang Y, Liu S, Liu S, Yang Y, Jiang H, Zhang Y, Qi L, Wang H. Adsorption characteristics of organics in the effluent of ultra-short SRT wastewater treatment by single-walled, multi-walled, and graphitized multi-walled carbon nanotubes. *Scientific Reports*. 2018;8(1):17245. doi:10.1038/s41598-018-35374-8
- [160] Costa AS, Romão LPC, Araújo BR, Lucas SCO, Maciel STA, Wisniewski A, Alexandre MR. Environmental strategies to remove volatile aromatic fractions (BTEX) from petroleum industry wastewater using biomass. *Bioresource Technology*. 2012;105:31–39. doi:10.1016/j.biortech.2011.11.096
- [161] Zietzschmann F, Stützer C, Jekel M. Granular activated carbon adsorption of organic micro-pollutants in drinking water and treated wastewater – Aligning breakthrough curves and capacities. *Water Research*. 2016;92:180–187. doi:10.1016/j.watres.2016.01.056
- [162] Torfs E, Nicolai N, Daneshgar S, Copp JB, Haimi H, Ikumi D, Johnson B, Plosz BB, Snowling S, Townley LR, et al. The transition of WRRF models to digital twin applications. *Water Science and Technology*. 2022;85(10):2840–2853. doi:10.2166/wst.2022.107
- [163] Yerushalmi L, Haghighat F, Maziar BS. Contribution of on-site and off-site processes to greenhouse gas (GHG) emissions by wastewater treatment plants. *World Academy of Science, Engineering and Technology*. 2009;54:618–622.
- [164] Bridle T, Shaw A, Cooper S, Yap KC, Third K, Domurad M. Estimation of Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants. In: *IWA World Water Congress*. Vienna, Austria: International Water Association; 2008.
- [165] Pratama A, Setiari J. Application of Bridle model in estimating greenhouse gases emissions from three wastewater treatment plants in Fukushima Prefecture, Japan. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2021;724:012061. doi:10.1088/1755-1315/724/1/012061
- [166] Jeppsson U, Pons M-N, Nopens I, Alex J, Copp JB, Gernaey KV, Rosen C, Steyer J-P, Vanrolleghem PA. Benchmark simulation model no 2: general protocol and exploratory case studies. *Water Science and Technology*. 2007;56(8):67–78. doi:10.2166/wst.2007.604

- [167] Guo L, Vanrolleghem PA. Calibration and validation of an activated sludge model for greenhouse gases no. 1 (ASMG1): prediction of temperature-dependent N₂O emission dynamics. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 2014;37(2):151–163. doi:10.1007/s00449-013-0978-3
- [168] Hydromantis. GPS-X 6.3 Technical Reference. Hamilton, ON: Hydromantis Environmental Software Solutions Inc.; 2013.
- [169] Ni B-J, Rusalleda M, Pellicer-Nàcher C, Smets BF. Modeling Nitrous Oxide Production during Biological Nitrogen Removal via Nitrification and Denitrification: Extensions to the General ASM Models. *Environmental Science & Technology*. 2011;45(18):7768–7776. doi:10.1021/es201489n
- [170] Szilágyi N, Kovacs R, Kenyeres I, Csikor Z. Biofilm development in fixed bed biofilm reactors: Experiments and simple models for engineering design purposes. *Water Science and Technology*. 2013;68(6):1391–1399. doi:10.2166/wst.2013.385
- [171] Földi L, Padányi J, Petró T, Halász L, Berek T, Kállai E, Für G, Tuba Z, Körmös C, Szilágyi G, et al. A hadtudomány és a hadviselés komplexitása a XXI. században. Budapest: Nemzeti Közszolgálati Egyetem; 2015.
- [172] Jakab G, Bíró T, Kovács Z, Papp Á, Sarawut N, Szalai Z, Madarász B, Szabó S. Spatial analysis of changes and anomalies of intense rainfalls in Hungary. *Hungarian Geographical Bulletin*. 2019;68(3):241–253. doi:10.15201/hungeobull.68.3.3
- [173] U.S. Environmental Protection Agency. Emergency planning for municipal wastewater treatment facilities. Lynchburg, VA: EPA-430/9-74-013; 1974.
- [174] Rieger L, Gillot S, Langergraber G, Ohtsuki T, Shaw A, Takács I. Good modelling practice - Realizing the full benefits of wastewater treatment modelling. *Water21*. 2012.
- [175] 2011. évi CXIII. törvény a honvédelemről és a Magyar Honvédségről, valamint a különleges jogrendben bevezethető intézkedésekről.
- [176] Halász L, Földi L. Környezetvédelem II. Budapest: Zrínyi Miklós Nemzetvédelmi Egyetem Bolyai János Katonai Műszaki Kar Vegyi- és Katasztrófavédelmi Intézet ABV Védelmi Tanszék; 2007.
- [177] Karches T, Török L, Bognár F, Dalkó I, Orgoványi P, Papp T, Vadkerti E. Kis kapacitású szennyvíztisztító létesítmények. Budapest: Ludovika Egyetemi Kiadó; 2020.
- [178] Földi L, Halász L. Környezetmérnökök katasztrófavédelmi feladatai. Veszprém: Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet; 2013.
- [179] Földi L, Halász L. Környezetbiztonság. Budapest: Nemzeti Közszolgálati Egyetem Hadtudományi és Honvédtisztképző Kar; 2014.
- [180] Domján A, Nagy G, Ronczyk L, Czigány S. Reakció idő számítása hidrológiai mérőhálózat alapján Pécssett. Országos Települési Csapadékvíz-gazdálkodási Konferencia tanulmányai. 2019. (Dialóg Campus).
- [181] Giakoumis T, Voulvoulis N. Combined sewer overflows: relating event duration monitoring data to wastewater systems' capacity in England. *Environmental Science: Water Research & Technology*. 2023;9(3):707–722. doi:10.1039/D2EW00637E
- [182] A Csatornázási Művek tájékoztatása a Gyáli-patak szennyezéséről. XXIII. kerület - Soroksár. 2022 May 17 [accessed 2022 May 17]. <https://23.kerulet.ittlakunk.hu/termeszett/201124/csatornazasi-muvek-tajekoztatasa-gyali-patak-szennyezeserol>
- [183] 24/2007. (VII. 3.) KvVM rendelet a Vízügyi Biztonsági Szabályzat kiadásáról.
- [184] 2000. évi XXV. törvény a kémiai biztonságról.

- [185] Berger Á, Kátai-Urbán L. A veszélyes anyagok beszivárgásának betontechnológiai kockázatai, valamint a környezetre gyakorolt hatásuk. Iparbiztonsági és Hatósági Szakmai Nap. 2020:28–38.
- [186] Kósa L, Lukenics J, Verba A. Vegyipari géptan II. Budapest: Műegyetemi Kiadó; 1997.
- [187] Benesik D. Modellszintű stratégiák szélsőséges időjárás által előidézett káresemények elhárítására szennyvíztisztító telepeken. Műszaki Katonai Közlöny. 2023;33(1):67–83. doi:10.32562/mkk.2023.1.5
- [188] Bába B, Karches T. Operation improvement of sequencing FED-batch wastewater treatment. Pollack Periodica. 2021;16(2):61–66. doi:10.1556/606.2020.00302
- [189] Li L, Yin C, He Q, Kong L. First flush of storm runoff pollution from an urban catchment in China. Journal of Environmental Sciences. 2007;19(3):295–299. doi:10.1016/S1001-0742(07)60048-5
- [190] Tardy GM, Bakos V, Jobbágy A. Conditions and technologies of biological wastewater treatment in Hungary. Water Science and Technology. 2012;65(9):1676–1683. doi:10.2166/wst.2012.062
- [191] Budai P, Buzás K. Highway runoff characterisation in Hungary. In: Proceedings of the 11th International Conference on Diffuse Pollution. Belo Horizonte; 2007.
- [192] 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól.
- [193] Ndeba-Nganongo LAN, Ntwampe SKO, Szilveszter S, Itoba-Tombo EF. The Application of ADM/ASM Interface in Sumo Wide Plant Model. In: 10th International Conference on Advances in Science, Engineering, Technology & Healthcare (ASETH-18). Cape Town; 2018. p. 237–241. <http://www.eares.org/siteadmin/upload/9864EAP1118257.pdf>
- [194] Benesik D. Csökkenő vízhasználat hatásai a szennyvíztisztítás levegőztetési költségeire, optimalizációs lehetőségek. In: Magyar Víz- és Szennyvíztechnikai Szövetség Dr. Dulovics Dezső Junior Szimpózium. Budapest: MaSzeSz; 2022. p. 3–5.
- [195] Karches T, Salamon E, Berek T. Kötött biomasszát alkalmazó szennyvíztisztítási eljárások levegőigényének számítása. Műszaki Katonai Közlöny. 2019;29(2):49–57. doi:10.32562/mkk.2019.2.4
- [196] Wadhawan T, Reeve M, Astrand N, Házi F, Benesik D, Takács I. A predictive oxygen transfer-based Membrane Aerated Biofilm Reactor model. In: IWA Biofilms 2020. International Water Association; 2020. p. 121–123.
- [197] Liu J, Yang H, Gosling SN, Kummu M, Flörke M, Pfister S, Hanasaki N, Wada Y, Zhang X, Zheng C, et al. Water scarcity assessments in the past, present, and future. Earth's Future. 2017;5(6):545–559. doi:10.1002/2016EF000518
- [198] Chaturvedi V, Hejazi M, Edmonds J, Clarke L, Kyle P, Davies E, Wise M. Climate mitigation policy implications for global irrigation water demand. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change. 2015;20(3):389–407. doi:10.1007/s11027-013-9497-4
- [199] Bontemps C, Couture S. Irrigation water demand for the decision maker. Environment and Development Economics. 2002;7(4):643–657. doi:10.1017/S1355770X02000396
- [200] Pathak S, Adusumilli NC, Wang H, Almas LK. Irrigation water demand and elasticities: a case study of the High Plains aquifer. Irrigation Science. 2022;40(6):941–954. doi:10.1007/s00271-022-00804-z
- [201] Hashem MS, Qi X. Treated Wastewater Irrigation—A Review. Water. 2021;13(11):1527. doi:10.3390/w13111527
- [202] Bahadir M, Aydin M, Aydin S, Beduk F, Batarseh M. Wastewater Reuse in Middle East Countries – A Review of Prospects and Challenges. Fresenius Environmental Bulletin. 2016;25(5):1285–1305.

- [203] Frascari D, Zanaroli G, Motaleb MA, Annen G, Belguith K, Borin S, Choukr-Allah R, Gibert C, Jaouani A, Kalogerakis N, et al. Integrated technological and management solutions for wastewater treatment and efficient agricultural reuse in Egypt, Morocco, and Tunisia. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2018;14(4):447–462. doi:10.1002/ieam.4045
- [204] Chen F, Ma J, Akhtar S, Khan ZI, Ahmad K, Ashfaq A, Nawaz H, Nadeem M. Assessment of chromium toxicity and potential health implications of agriculturally diversely irrigated food crops in the semi-arid regions of South Asia. *Agricultural Water Management*. 2022;272:107833. doi:10.1016/j.agwat.2022.107833
- [205] Soto-Rios PC, Nagabhatla N, Acevedo-Juárez B. Circulatory Pathways in the Water and Wastewater Sector in the Latin American Region. *Water*. 2023;15(6):1092. doi:10.3390/w15061092
- [206] Ait-Mouheb N, Bahri A, Thayer BB, Benyahia B, Bourrié G, Cherki B, Condom N, Declercq R, Gunes A, Héran M, et al. The reuse of reclaimed water for irrigation around the Mediterranean Rim: a step towards a more virtuous cycle? *Regional Environmental Change*. 2018;18(3):693–705. doi:10.1007/s10113-018-1292-z
- [207] Dénes K. Aspects of Water Supply and Sewage Systems in Military Camps. *Bolyai Szemle*. 2011;20(1):163–172.
- [208] Quemada M, Delgado A, Mateos L, Villalobos FJ. Nitrogen Fertilization I: The Nitrogen Balance. In: Villalobos FJ, Fereres E, editors. *Principles of Agronomy for Sustainable Agriculture*. Cham: Springer International Publishing; 2016. p. 341–368. doi:10.1007/978-3-319-46116-8_24
- [209] Damalerio RG, Beltran AB, Aviso KB. Bi-Objective Optimisation Model for Phosphorous Removal in Wastewater Treatment Plants. *Chemical Engineering Transactions*. 2022;97:343–348. doi:10.3303/CET2297058
- [210] Zikalala P, Kisekka I, Grismer M. Calibration and Global Sensitivity Analysis for a Salinity Model Used in Evaluating Fields Irrigated with Treated Wastewater in the Salinas Valley. *Agriculture*. 2019;9(2):31. doi:10.3390/agriculture9020031
- [211] Mkhinini M, Boughattas I, Alphonse V, Livet A, Giusti-Müller S, Banni M, Bousserhine N. Heavy metal accumulation and changes in soil enzymes activities and bacterial functional diversity under long-term treated wastewater irrigation in East Central region of Tunisia (Monastir governorate). *Agricultural Water Management*. 2020;235:106150. doi:10.1016/j.agwat.2020.106150
- [212] Liu X, Zhang L, He X. Emitter clogging characteristics under reclaimed wastewater drip irrigation: a meta-analysis. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 2022;102(10):4171–4181. doi:10.1002/jsfa.11766
- [213] Chojnacka K, Witek-Krowiak A, Moustakas K, Skrzypczak D, Mikula K, Loizidou M. A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater: Prospects and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2020;130:109959. doi:10.1016/j.rser.2020.109959
- [214] Mrayed SM, Sanciolo P, Zou L, Leslie G. An alternative membrane treatment process to produce low-salt and high-nutrient recycled water suitable for irrigation purposes. *Desalination*. 2011;274(1):144–149. doi:10.1016/j.desal.2011.02.003
- [215] Norton-Brandão D, Scherrenberg SM, van Lier JB. Reclamation of used urban waters for irrigation purposes – A review of treatment technologies. *Journal of Environmental Management*. 2013;122:85–98. doi:10.1016/j.jenvman.2013.03.012
- [216] Moretti M, Van Passel S, Camposeo S, Pedrero F, Dogot T, Lebailly P, Vivaldi GA. Modelling environmental impacts of treated municipal wastewater reuse for tree crops irrigation in the Mediterranean coastal region. *Science of The Total Environment*. 2019;660:1513–1521. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.01.043

- [217] Tran QK, Schwabe KA, Jassby D. Wastewater Reuse for Agriculture: Development of a Regional Water Reuse Decision-Support Model (RWRM) for Cost-Effective Irrigation Sources. *Environmental Science & Technology*. 2016;50(17):9390–9399. doi:10.1021/acs.est.6b02073
- [218] Sadri Moghaddam S, Pirali MR. Modeling and calibration of a full-scale wastewater treatment plant using GPS-X model (A case study of Tehran). *Numerical Methods in Civil Engineering*. 2021;5(4):67–76. doi:10.52547/nmce.5.4.67
- [219] AbdelMoula S, Sorour MT, Aly SAA. Cost Analysis and Health Risk Assessment of Wastewater Reuse from Secondary and Tertiary Wastewater Treatment Plants. *Sustainability*. 2021;13(23):13125. doi:10.3390/su132313125
- [220] Henze M, Gujer W, Mino T, Matsuo T, Wentzel MC, Marais G v. R, Van Loosdrecht MCM. Activated Sludge Model No.2d, ASM2D. *Water Science and Technology*. 1999;39(1):165–182. doi:10.2166/wst.1999.0036
- [221] Bencsik D. Evaluation of Nutrient Recovery Potential through Wastewater Reclamation for Irrigation. *Műszaki Katonai Közlöny*. 2025;35(1):127–144. doi:10.32562/mkk.2025.1.10
- [222] Földi L, Berek T, Padányi J. Hungary's Energy and Water Security Countermeasures as Answers to the Challenges of Global Climate Change. *AARMS – Academic and Applied Research in Military and Public Management Science*. 2021;20(2):87–96. doi:10.32565/aarms.2021.2.7

MELLÉKLETEK

ÁBRÁK JEGYZÉKE

1. sz. melléklet

- 1.1. ábra: Levegőztetés nélküli és levegőztetett reaktorok a dél-afrikai Zandvliet szennyvíztisztító telepen (saját fotó)
- 1.2. ábra: Fogalomtérkép gáz-folyadék átadási folyamatok összegzésére a szennyvíztisztításban (saját szerkesztés)
- 1.3. ábra: Az oxigénbevitelt meghatározó tényezők dinamikus jellege (saját szerkesztés)
- 2.1. ábra: A Monod-Herbert modell heterotróf baktériumok mechanizmusát leíró összefüggése [45]
- 2.2. ábra: Munkafolyamatok kalibrált és kalibrálatlan modellekkel [50]
- 2.3. ábra: Buborékképződés egy elődenitrifikáló (1 anoxikus, 3 aerob) reaktorkaszád mentén (saját fotók [71] alapján)
- 2.4. ábra: Levegőztetés intenzitásának vizuális összehasonlítása membránlap-típusú diffúzorokkal (saját fotók [71] alapján)
- 2.5. ábra: SSOTE-modellregressziós felület [69] (saját szerkesztés)
- 2.6. ábra: SSOTE-modellverifikáció referencialétesítménye a Sumo szoftverben [87]
- 2.7. ábra: SSOTE-modellverifikáció eredményei (saját szerkesztés)
- 2.8. ábra: A diffúzor-teljesítménymodellek grafikus összehasonlítása (saját szerkesztés)
- 2.9. ábra: Diffúzorteljesítmény-modellverifikáció standard diffúzor-tesztadatokkal (saját készítésű grafikon, [18] adatforrás alapján)
- 2.10. ábra: A konténerizált szennyvíztisztító mobilizálhatósága [95]
- 2.11. ábra: A vizsgált konténertelep folyamatábrája (saját szerkesztés)
- 2.12. ábra: Felületi gázsebesség változása a nap folyamán (saját szerkesztés)
- 2.13. ábra: Konstans és prediktív SSOTE-alapú tervezési forgatókönyvek szerinti levegőhozam-összehasonlítás (saját szerkesztés)
- 2.14. ábra: SOTE-profilok konstans és prediktív modellváltozatokban (saját szerkesztés)
- 2.15. ábra: Léghozamprofilok eltérő levegőztetési stratégiákkal (saját szerkesztés)
- 2.16. ábra: Ammónium-nitrogén és DO koncentrációja a különböző levegőztetési stratégiákkal (saját szerkesztés)
- 3.1. ábra: Oxigénbevitelt lerontó és zavarosságot okozó szerves anyagok jelenléte egy nagyterhelésű szelektorban (saját fotó [71] alapján)
- 3.2. ábra: Az α -tényező és a KOI-frakciók változása a medence mentén (saját szerkesztés)
- 3.3. ábra: Anionos tenzidek buborékokra kifejtett hatásai (baloldalt tiszta víz, jobboldalt tenzid hozzáadva; alul a diffúzor felszíne; felül 35 cm-rel fölötte) [119]
- 3.4. ábra: Levegőztetési modellkalibráció – α -tényező és SRT összefüggése (saját szerkesztés)
- 3.5. ábra: Levegőztetési modellkalibráció – az α -tényező mélységkorrekciója (saját szerkesztés)
- 3.6. ábra: α -idősor szerinti modellkalibráció változó szervesanyag-terhelés mellett (saját szerkesztés)
- 3.7. ábra: Az α -modell validálása egy eleveniszapos medence hossza mentén (saját szerkesztés)
- 3.8. ábra: Az α -modell validálása dinamikus változó légbevitel esetén (saját szerkesztés)
- 3.9. ábra: Konstans és prediktív αF -alapú tervezési forgatókönyvek szerinti levegőhozam-összehasonlítás (saját szerkesztés)

- 3.10. ábra: DO- és ammóniumkoncentrációk idősorának összehasonlítása a különböző modellváltozatokban (saját szerkesztés)
- 3.11. ábra: α F-tényező profilok a konstans, trigonometrikus és prediktív modellváltozatokban (saját szerkesztés)
- 3.12. ábra: Levegőszükséglet a konstans, a trigonometrikus és a prediktív megközelítésben (saját szerkesztés)
- 4.1. ábra: Modellverifikáció O_2 -, CO_2 -gradiens alapján (saját szerkesztés)
- 4.2. ábra: Az off-gas tesztelésben használt gázgyűjtő búra a medence felszínén [140]
- 4.3. ábra: Modellverifikáció N_2O -profil alapján (saját szerkesztés)
- 4.4. ábra: Az aerob benzolbontás Monod-kinetikai összefüggése (saját szerkesztés)
- 4.5. ábra: A BTEX-eltávolítási rendszer modellkonfigurációja (saját szerkesztés)
- 4.6. ábra: BTEX-eltávolítás a különböző reaktorzónákban (saját szerkesztés)
- 4.7. ábra: Erőforrásigény az SRT függvényében (saját szerkesztés)
- 4.8. ábra: Elfolyó BTEX-koncentrációk az SRT függvényében (saját szerkesztés)
- 4.9. ábra: BTEX-eltávolítási mechanizmusok az SRT függvényében (saját szerkesztés)
- 4.10. ábra: Erőforrásigény a felületi gázsebesség függvényében (saját szerkesztés)
- 4.11. ábra: Elfolyó BTEX-koncentrációk a felületi gázsebesség függvényében (saját szerkesztés)
- 4.12. ábra: BTEX-eltávolítási mechanizmusok a felületi gázsebesség függvényében (saját szerkesztés)
- 4.13. ábra: GAC-tornyok üzemeltetési stratégiái (saját szerkesztés)
- 4.14. ábra: A félüzemi rendszer modellsémája GPS-X szoftverben (saját szerkesztés)
- 4.15. ábra: A fixfilmes félüzemi kaszkád egyik eleme (saját szerkesztés [69] alapján)
- 4.16. ábra: A HRT közvetlen GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)
- 4.17. ábra: A HRT teljes GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)
- 4.18. ábra: A hőmérséklet közvetlen GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)
- 4.19. ábra: A hőmérséklet teljes GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)
- 4.20. ábra: A recirkulációs térfogatáram közvetlen GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)
- 4.21. ábra: A recirkulációs térfogatáram teljes GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)
- 4.22. ábra: A DO-koncentráció közvetlen GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)
- 4.23. ábra: A DO-koncentráció teljes GHG-kibocsátásra gyakorolt hatása (saját szerkesztés)
- 4.24. ábra: Az iszapstabilizációval kiegészített modellséma (saját szerkesztés)
- 5.1. ábra: Az angliai Walsall Wood szennyvíztisztító telep csapadékesemény-időtartammérője, Parshall-csatornával (saját fotók)
- 5.2. ábra: Működési korlátokat bemutató generikus fűvő/szivattyú jelleggörbe (saját szerkesztés)
- 5.3. ábra: A három vizsgált hidraulikus terhelés időbeli lefolyása (saját szerkesztés)
- 5.4. ábra: A beállított KOI- és TSS-profilok a csapadékvízben és szennyvízben (saját szerkesztés)
- 5.5. ábra: A beállított TP- és TN-profilok a csapadékvízben és szennyvízben (saját szerkesztés)
- 5.6. ábra: A jellegzetes magyarországi szennyvíztelep-konfiguráció mintapéldája (saját szerkesztés)
- 5.7. ábra: Iszappelyhek elúszása egy túlterhelt utóülepítőből (Dr. Takács Imre fotója)
- 5.8. ábra: Csapadékesemények α F-profilja az aerob reaktorokban (saját szerkesztés)
- 5.9. ábra: Csapadékesemények léghezamprofilja 10 °C-on a reaktorokban és összesítve (saját szerkesztés)

- 5.10. ábra: Csapadékesemények léghozamprofilja 20 °C-on a reaktorokban és összesítve (saját szerkesztés)
- 5.11. ábra: Haváriatervezési scenárió az elfolyó xilolkoncentráció példáján (saját szerkesztés)
- 5.12. ábra: A szennyvíz oldott és kolloidális szervesanyag-tartalmának hatása a levegőztetésre (saját szerkesztés)
- 5.13. ábra: A tápanyag-visszanyerési rendszer konfigurációja (saját szerkesztés)
- 5.14. ábra: Elfolyó KOI, visszanyert nitrogén és foszfor tömege az iszapkor és a levegőhozam függvényében (saját szerkesztés)
- 5.15. ábra: Tisztított szennyvíz TN- és TP-koncentrációja az öntözési időszak utáni üzemi átállás során (saját szerkesztés)

TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE

2. sz. melléklet

- 1.1. táblázat: Meglévő módszerek a diffúzorok oxigénátadási változóinak becslésére tiszta vízben (saját szerkesztés [16-19] források alapján)
- 1.2. táblázat: Meglévő módszerek az α -tényező becslésére (saját szerkesztés [31-36] források alapján)
- 2.1. táblázat: A Monod-Herbert modell Gujer-mátrixa [46]
- 2.2. táblázat: Telítési oldottoxigén-koncentráció a vízhőmérséklet függvényében [54]
- 2.3. táblázat: A biológiai szennyvíz-technológiában alkalmazott levegőztető elemek teljesítményparaméterei és jellemző méreteik (saját szerkesztés, képek a [39], [40], [83], [84], [85] forrásokból beillesztve)
- 2.4. táblázat: A verifikációs modell-konfiguráció diffúzorainak regressziós paraméterei (saját szerkesztés)
- 2.5. táblázat: A diffúzor-teljesítménymodellek energetikai- és statisztikai kiértékelése (saját szerkesztés)
- 2.6. táblázat: Vizsgált konténertelep főbb tervezési paraméterei (saját szerkesztés)
- 2.7. táblázat: Nyers szennyvíz paraméterei, áramlás-kiegyenlítés hatása a szükséges fűvókapacitásra (saját szerkesztés)
- 2.8. táblázat: Empirikus diffúzormodellek hibaforrásai a terepi viszonyoktól eltérő regresszióból, 25 m³/d fajlagos levegőhozam mellett (saját szerkesztés)
- 2.9. táblázat: A szabályozási stratégiák főbb paraméterei (saját szerkesztés)
- 3.1. táblázat: BSM1 rendszer fő bemenő paraméterei (saját szerkesztés [23] alapján)
- 3.2. táblázat: Kalibrált α -modellparaméterek (saját szerkesztés)
- 4.1. táblázat: Fixfilmes félüzemi eljárás főbb fizikai paraméterei (saját szerkesztés)
- 4.2. táblázat: A félüzemi rendszer befolyó és elfolyó vízminősége, napi átlagos értékek figyelembevételével (saját szerkesztés)
- 4.3. táblázat: Modellezett BOI- és TSS-koncentrációk a fiktív iszapvonalon (saját szerkesztés)
- 5.1. táblázat: A tápanyag-visszanyerési rendszer méretezési paraméterei (saját szerkesztés)

SZIMBÓLUMJEGYZÉK

3. sz. melléklet

α	alfa (szennyvíz/tiszta víz) átadási tényező
A_1	Hur vagy Frank et al. modell A_1 korrelációs paramétere [%]
A_2	Hur modell A_2 korrelációs paramétere [%/scfm]
A_3	Hur modell A_3 korrelációs paramétere [%/scfm ²]
A_4	Hur modell A_4 korrelációs paramétere [%/ft]
A_5	Hur modell A_5 korrelációs paramétere [%·ft ²]
A_{air}	levegőztetett felület (diffúzorok által borított zónák felülete) [m ² ft ²]
a_{bub}	a buborékok és a folyadékfázis közötti fajlagos anyagátadási felület [m ² /m ³]
A_{diff}	diffúzorok összesített felülete [m ² ft ²]
$A_{diff,sp}$	egy diffúzor hasznos felülete [m ²]
αF	diffúzoröregedéssel korrigált α -tényező
$\alpha FSOTE$	standard oxigénbeviteli hatékonyság szennyvízben, használt diffúzorokkal [%]
A_r	reaktorfelület [m ² ft ²]
a_{sur}	a légkör és a folyadékfázis közötti fajlagos anyagátadási felület [m ² /m ³]
β	béta (szennyvíz/tiszta víz) korrekciós tényező a telítési koncentrációkra
B_1	Frank et al. modell B_1 korrelációs paramétere [%/ft]
C_1	Frank et al. modell C_1 korrelációs paramétere [%]
$coeff_{damp,ALPHA}$	alfa-indikátor elsőrendű kinetikai gátlását csillapító tag együtthatója
$coeff_{lead,TSS,\alpha}$	α -tényező szárazanyag-korrekciós tagjának főegyütthatója [kg _{TSS} /m ³] ⁻²
$coeff_{lin,TSS,\alpha}$	α -tényező szárazanyag-korrekciós tagjának lineáris együtthatója [m ³ /kg _{TSS}]
$const_{TSS,\alpha}$	α -tényező szárazanyag-korrekciós tagjának állandója
$corr_{cw,SCCOD,ALPHA}$	szűrt KOI – alfa-indikátor összefüggés tisztavíz-korrekciós tagja
$corr_{hdiff,\alpha}$	α -tényező mélységkorrekciós kifejezése
$corr_{TSS,\alpha}$	α -tényező szárazanyag-korrekciós kifejezése
COD_{in}	a befolyó szennyvíz kémiai oxigénigénye [g _{KOI} /m ³]
D_1	Frank et al. modell D_1 korrelációs paramétere [%]
$damp_{ALPHA}$	az alfa-indikátor elsőrendű kinetikai gátlását csillapító kifejezés
d_{bub}	a buborékok átlagos Sauter-átmérője [m]
d_{diff}	diffúzorsűrűség (diffúzorok felülete/reaktorfelület) [m ² /m ²]
$D_{i,SATP}$	i gázkomponens diffúziós együtthatója vízben 25 °C hőmérsékleten [m ² /d]
$div_{d,diff,0}$	SSOTE-tengelymetszet diffúzorsűrűség-korrekciós tagjának osztója [m ² /m ²]
$div_{d,diff,\infty}$	SSOTE-aszimptota diffúzorsűrűség-korrekciós tagjának osztója [m ² /m ²]
ε	gáz hold-up [m ³ _{gáz} /m ³]
e_1	Dold–Fairlamb modell e_1 korrelációs paramétere
$exp_{cw,SCCOD,ALPHA}$	szűrt KOI – alfa-indikátor összefüggés tisztavíz-exponense [m ³ /g _{KOI}]
exp_{SSOTE}	SSOTE-modell exponense [d/m ³ _{gáz}]
F	diffúzor-eltömődési (fouling) tényező
$f_{Adiff,Ar}$	diffúzorsűrűség [m ² /m ²]
f_{cover}	covered fraction of reactor surface
F_{Gi}	i gáznemű állapotváltozó tömegárama [g/d]
$f_{h,sat,eff}$	a telítési mélység és a vízmélység aránya
$f_{kL,i}$	folyadékoldali megoszlási hányados i gáznemű állapotváltozó tömegátadásához
F_{Li}	i folyadékfázisú állapotváltozó tömegárama [g/d]
$f_{O2,max,ALPHA}$	a nem levegőztetett zónák alfa-indikátor növekedési ütemét fokozó hatása
f_{wave}	folyadékfelület fodrozódási tényezője
G_1	Gillot et al. modell G_1 korrelációs paramétere [1/m ³ _{gáz}]
$G_2 - G_5$	Gillot et al. modell $G_2 - G_5$ korrelációs paraméterei
G_i	a buborékok i gáznemű állapotváltozójának koncentrációja a vízben [g/m ³]
$G_{i,air,inp}$	a befűjt levegő i gáznemű állapotváltozójának térfogatszázaléka [%V/V]

$G_{i,atm}$	a légkör i gáznemű állapotváltozójának térfogatszázaléka [%V/V]
$G_{i,percent}$	a buborékok i gáznemű állapotváltozójának térfogatszázaléka [%V/V]
h_{diff}	diffúziómélység [m ft]
$h_{diff, floor}$	diffúzorok felszerelési magassága [m]
$Henry_{i,dt}$	i gázkomponens Henry együtthatójának hőmérsékletfüggési tényezője [K]
$Henry_{i,SATP}$	i gázkomponens Henry együtthatója 25 °C hőmérsékleten [mol/m ³ /Pa]
h_r	reaktormélység [m]
$h_{sat,eff}$	tényleges telítési mélység [m]
h_{sea}	tengerszint feletti magasság [m]
k_1	Dold–Fairlamb modell k_1 korrelációs paramétere [1/d]
k_2	Dold–Fairlamb modell k_2 korrelációs paramétere [1/d]
$K_{L,SCCOD,ALPHA}$	szűrt KOI – alfa-indikátor összefüggés félértéke [g _{KOI} /m ³]
$k_{L,i,bub,st,cw}$	folyadékoldali tömegátadási együttható, buborékfelület (20 °C, tiszta víz) [m/d]
$k_{L,i,sur,st,cw}$	folyadékoldali tömegátadási együttható, vízfelszín (20 °C, tiszta víz) [m/d]
$k_{L,ai,bub}$	térfogati tömegátadási együttható, buborékfelület (terepi viszonyok) [1/d]
$k_{L,ai,bub,st,cw}$	térfogati tömegátadási együttható, buborékfelület (20 °C, tiszta víz) [1/d]
$k_{L,ai,sur}$	térfogati tömegátadási együttható, vízfelszín (terepi viszonyok) [1/d]
$k_{L,ai,sur,st,cw}$	térfogati tömegátadási együttható, vízfelszín (20 °C, tiszta víz) [1/d]
$k_{L,ao_2,bub}$	térfogati oxigénabszorpció együttható, buborékfelület (terepi viszonyok) [1/d]
$k_{L,ao_2,bub,st,cw}$	térfogati oxigénabszorpció együttható, buborékfelület (20 °C, tiszta víz) [1/d]
$K_{O_2,ALPHA}$	oldott oxigén féltelítési koncentrációja, alfa-indikátor növekedéséhez [g _{O₂} /m ³]
L_{air}	hőmérsékletesési tényező a légköri nyomás számításához [K/m]
L_i	i folyadékfázisú állapotváltozó koncentrációja [g/m ³]
$max_{ww,SCCOD,ALPHA}$	szűrt KOI – alfa-indikátor összefüggés maximuma szennyvízben
$min_{SCCOD,ALPHA}$	szűrt KOI – alfa-indikátor összefüggés minimuma
$MLSS$	iszapkoncentráció [kg _{TSS} /m ³]
$MLVSS$	szerves iszapkoncentráció [kg _{TSS} /m ³]
MM_{air}	a levegő mólómege [g/mol]
$MM_{EQ,i}$	i gáznemű állapotváltozó egyenértékű mólómege [g/mol]
n_{diff}	diffúzor darabszám
$n_{gas,bub}$	gázbuborékok anyagmennyisége egységnyi folyadéktérfogatban [mol/m ³]
$offset_{h_{diff},0}$	SSOTE-tengelymetszet mélységkorrekciós tagjának eltolási értéke
$offset_{h_{diff},\infty}$	SSOTE-aszimptota mélységkorrekciós tagjának eltolási értéke
p_{air}	légköri nyomás a terepi magasságon [Pa]
p_{gas}	gázfázis nyomása [Pa]
p_{NTP}	nyomás standard (NTP) körülmények között (1 atm) [Pa]
$pow_{damp,ALPHA}$	alfa-indikátor elsőrendű kinetikai gátlását csillapító tag hatványtényezője
$pow_{d,diff,0}$	SSOTE-tengelymetszet diffúziószűrősség-korrekciós tagjának hatványtényezője
$pow_{num,d,diff,\infty}$	SSOTE-aszimptota diffúziószűrősség-korrekciós tag hatványának számlálója [m]
$p_{partial,i,bub}$	i gáznemű állapotváltozó parciális nyomása a gázbuborékokban [Pa]
$p_{partial,i,bub,st}$	i gáznemű állapotváltozó parciális nyomása a gázbuborékokban (20 °C) [Pa]
$p_{partial,i,sur}$	i gáznemű állapotváltozó parciális nyomása a légkörben [Pa]
$p_{partial,i,sur,st}$	i gáznemű állapotváltozó parciális nyomása a légkörben (20 °C) [Pa]
$p_{st,h,sat,eff}$	nyomás a tényleges telítési mélységben (20 °C) [Pa]
$p_{v,T}$	telített vízgőz nyomása a terepi hőmérsékleten [Pa]
θ	tömegátadási együttható hőmérsékletfüggésének Arrhenius-tényezője
Q	a szennyvíz térfogatárama [m ³ /d]
$Q_{air,NTP}$	a levegő térfogatárama (20 °C, 1 atm) [m ³ /d scfm]
$Q_{air,NTP,sp}$	fajlagos (diffúzoronkénti) levegő térfogatáram (20 °C, 1 atm) [m ³ /d scfm]
q_{ALPHA}	az alfa-indikátor növekedési üteme [m ³ /gvss/d]
q_{ALPHA,O_2}	az alfa-indikátor oldott oxigénnel korrigált növekedési üteme [m ³ /gvss/d]

$Q_{\text{gas,transfer,NTP}}$	gáztranszport térfogatáram-egységben kifejezve (20 °C, 1 atm) [$\text{m}^3_{\text{gáz}}/\text{d}$]
$Q_{\text{gas,outp,NTP}}$	kibocsátott gáz térfogatárama (20 °C, 1 atm) [$\text{m}^3_{\text{gáz}}/\text{d}$]
Q_{SALPHA}	alfa-indikátor térfogatáram-egységben kifejezett terhelése [m^3/d]
$\text{rate}F_i$	i komponens átalakulásának tömegáram-egységben kifejezett sebessége [g/d]
rate_i	i komponens reakciósebessége [$\text{g}/\text{m}^3/\text{d}$]
$\text{rate}Q_{\text{SALPHA}}$	alfa-indikátor változásának térfogatáram-egységben kifejezett sebessége [m^3/d]
$\text{rate}_{\text{SALPHA}}$	alfa-indikátor reakciósebessége [$1/\text{d}$]
r_j	a Gujer-mátrix j folyamatára vonatkozó folyamatsebesség [$\text{g}/\text{m}^3/\text{d}$]
r_{SALPHA}	felületaktív anyagok eltávolítására vonatkozó folyamatsebesség [$1/\text{d}$]
$S_{i,\text{bub,sat}}$	telítési koncentráció a gázbuborékok felületén [g/m^3]
$S_{i,\text{bub,sat,st,cw}}$	telítési koncentráció a gázbuborékok felületén (20 °C, tiszta víz) [g/m^3]
$S_{i,\text{sur,sat}}$	telítési koncentráció a vízfelszínen [g/m^3]
$S_{i,\text{sur,sat,st,cw}}$	telítési koncentráció a vízfelszínen (20 °C, tiszta víz) [g/m^3]
S_{ALPHA}	alfa-indikátor
$S_{\text{ALPHA,sat}}$	az alfa-indikátor maximális értéke
SCCOD	szűrt (oldott + kolloidális) kémiai oxigénigény [$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$]
SCOD	szűrt és flokkulált (oldott) kémiai oxigénigény [$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$]
$sl_{\text{diff},\alpha}$	α -tényező mélységkorrekciós tagjának élessége [$1/\text{m}$]
$sl_{\text{diff},0}$	SSOTE-tengelymetszet mélységkorrekciós tagjának élessége [$1/\text{m}$]
$sl_{\text{diff},\infty}$	SSOTE-aszimptota mélységkorrekciós tagjának élessége [$1/\text{m}$]
$sl_{\text{SCCOD,ALPHA}}$	a szűrt KOI – alfa-indikátor összefüggés élessége [$\text{m}^3/\text{g}_{\text{COD}}$]
$sl_{\text{TSS},\alpha}$	α -tényező szárazanyag-korrekciós tagjának élessége [$\text{m}^3/\text{kg}_{\text{TSS}}$]
S_{O_2}	oldottoxigén-koncentráció [$\text{g}_{\text{O}_2}/\text{m}^3$]
SOTR_{bub}	standard oxigénbeviteli sebesség a buborékokon keresztül [g/d]
SOTE	standard oxigénbeviteli hatékonyság [%]
SSOTE	fajlagos standard oxigénbeviteli hatékonyság [%/m]
SSOTE_0	SSOTE-modell tengelymetszete (diffúzorelrendezéssel korrigálva) [%/m]
$\text{SSOTE}_{0,\text{nom}}$	SSOTE-modell névleges tengelymetszete [%/m]
SSOTE_{∞}	SSOTE-modell aszimptotája (diffúzorelrendezéssel korrigálva) [%/m]
$\text{SSOTE}_{\infty,\text{nom}}$	SSOTE-modell névleges aszimptotája [%/m]
SRT	iszap tartózkodási idő [d]
T	víz hőmérséklet [°C]
$T_{\text{air,K}}$	levegő hőmérséklet [K]
T_K	víz hőmérséklet SI mértékegységben [K]
$T_{\text{NTP,K}}$	hőmérséklet standard (NTP) körülmények között (20 °C) [K]
$T_{\text{SATP,K}}$	hőmérséklet standard (SATP) körülmények között (25 °C) [K]
U_g	felületi gázsebesség [m/d]
u_1	Baquero-Rodríguez et al. modell u_1 korrelációs paramétere [$\text{m}^3/\text{kg}_{\text{TSS}}$]
v_1	Baquero-Rodríguez et al. modell v_1 korrelációs paramétere [$\text{m}^3/\text{kg}_{\text{TSS}}$]
V_{gas}	gázfázis térfogata (terepi viszonyok) [$\text{m}^3_{\text{gáz}}$]
$V_{\text{gas,NTP}}$	gázfázis térfogata (20 °C, 1 atm) [$\text{m}^3_{\text{gáz}}$]
$v_{j,i}$	i állapotváltozó sztöchiometriai együtthatója a Gujer-mátrix j folyamatában
V_r	hasznos reaktortérfogat [m^3]
V_{SALPHA}	az alfa-indikátor stöchiometriai együtthatója a tenzidek eltávolításában
X_{TSS}	lebegőanyag-koncentráció [$\text{kg}_{\text{TSS}}/\text{m}^3$]
X_{VSS}	szerves lebegőanyag-koncentráció [$\text{g}_{\text{VSS}}/\text{m}^3$]
Ψ	diffúzor nyomásesési tényező
Y_1	Dold–Fairlamb modell Y_1 korrelációs paramétere

RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

4. sz. melléklet

ASM: Activated Sludge Model (eleveniszapos matematikai modellcsalád)
BOI: biológiai oxigénigény
BSM: Benchmark Simulation Model (teljesítményértékelési modellkonfigurációk családja)
BTEX: benzol, toluol, etilbenzol és xilolok
DO: oldott oxigén (dissolved oxygen)
DOC: oldott szerves szén (dissolved organic carbon)
EPA: Environmental Protection Agency (USA Környezetvédelmi Hivatala)
ft: láb (feet)
GAC: granulált aktívszén (granular activated carbon)
GHG: üvegházhatású gáz (greenhouse gas)
GMP: Jó Modellezési Gyakorlat (Good Modelling Practice)
GRG: Generalized Reduced Gradient (statisztikai módszer)
GWP: globális felmelegedési potenciál (global warming potential)
HRT: hidraulikus tartózkodási idő (hydraulic retention time)
IPCC: Éghajlatváltozási Kormányközi Testület (Intergovernmental Panel on Climate Change)
IWA: Nemzetközi Vízügyi Szövetség (International Water Association)
KDE: közönséges differenciálegyenlet
KOI: kémiai oxigénigény
MLSS: eleveniszap szárazanyag-tartalma (mixed liquor suspended solids)
MLVSS: eleveniszap szerves szárazanyag-tartalma (mixed liquor volatile suspended solids)
NH₄-N: ammónium-nitrogén
NO_x: nitrit és nitrát
NTP: standard körülmények, Normal Temperature and Pressure (20 °C, 1 atm)
OUR: oxigénfelvételi sebesség (oxygen uptake rate)
RWRM: Regional Water Reuse decision-support Model (regionális vízüjrahasznosítási modell)
SAE: standard levegőztetési hatékonyság (standard aeration efficiency)
SATP: standard körülmények, Standard Ambient Temperature and Pressure (25 °C, 1 atm)
SOTE: standard oxigénbeviteli hatékonyság (standard oxygen transfer efficiency)
SSOTE: fajlagos standard oxigénbeviteli hatékonyság (specific SOTE)
SOTR: standard oxigénbeviteli sebesség (standard oxygen transfer rate)
scfm: standard köbláb / perc (standard cubic feet per minute)
SRT: iszap tartózkodási idő (sludge retention time)
TN: összes nitrogén (total nitrogen)
TOC: összes szerves szén (total organic carbon)
TP: összes foszfor (total phosphorus)
TSS: összes lebegőanyag (total suspended solids)
VBA: Visual Basic for Applications
VFA: illékony zsírsavak (volatile fatty acids)
VOC: illékony szerves vegyület (volatile organic compound)
VSS: szerves lebegőanyag (volatile suspended solids)

Állandósult állapot: időben stacionárius állapot, amelyben a kezdeti változások lecsengése után a rendszer jellemzői nem változnak – tehát a rendszer válasza független a kezdeti feltételektől

ASM: Modellcsalád, amelyet az eleveniszapos medencék alapfolyamatainak leírására dedikáltak

BSM: Számítógépes modellek családja, amelyet szennyvíztisztító telepek teljesítmény-értékelésére fejlesztettek ki, standardizált eleveniszapos modellkonfigurációkra alapozva

Dugóáramlás: hidraulikai koncepció, amelynél a folyadék vagy gáz úgy halad át egy hosszú medencén, mint egy dugattyú, a koncentrációk hosszirányú gradiens szerint változnak

Elsőrendű kinetika: a reakció sebessége közvetlenül arányos a komponens aktuális koncentrációjával

Empirikus modell: Elsősorban tapasztalati, megfigyelt adatokból származtatott matematikai összefüggés, amely nem magyarázza a rendszer fizikai, kémiai vagy biológiai mechanizmusait

First flush: Viharok kezdeténél a szennyezőanyag-koncentrációk lökésszerű növekménye

GMP: Egy strukturált és átlátható keretrendszer a szennyvíztechnológiai modellek fejlesztéséhez és alkalmazásához, amely biztosítja az eredmények tudományos hitelességét és reprodukálhatóságát

Gujer-mátrix: A Petersen-mátrix szennyvíztisztítás modellezésében alkalmazott matematikai formátuma, az összetett biológiai és kémiai átalakulási folyamatok levezetésének egyszerűsítésére

Inert: Nem lebomló anyag, amely környezetével nem lép reakcióba

Iszap tartózkodási idő (SRT): iszapkor, avagy az eleveniszap tömegének és a fölös+elfolyó iszap tömegáramának hányadosa

Lakosegyenérték: egyenértékű szennyvízterhelés – 60 g_{BOI}/d

Mechanisztikus modell: a rendszer alapvetően tudományos jelenségeken alapuló matematikai leírása

Metabolizmus: biokémiai anyagcsere-folyamat, amelyet a környezetvédelmi biotechnológiában szennyezőanyagok eltávolítására alkalmaznak

Modellkalibráció: Modellparaméterek beállítása reális fizikai és biológiai korlátok között, hogy a modell egy meghatározott adathalmazra vonatkozóan reprodukálja a mérési adatokat

Modellvalidáció: A kalibrált modell igazolása egy független adathalmaz alapján (amelyet a kalibrálás során nem használtunk), a paraméterek módosítása nélkül

Modellverifikáció: A modell igazolása aszerint, hogy a koncepcionális és matematikai leírásnak megfelelően pontosan van-e megvalósítva és megoldva

Off-gas teszt: gázkibocsátási vizsgálat, ahol egy gáznemű komponens mennyiségi meghatározását végzik a reaktor gázfázisában, általában a folyadékfelszínen elhelyezett búra segítségével

Reaktorkaszád: Sorba kötött, folyamatos betáplálású reaktorcellák rendszere

Szelektor: A biológiai tisztítótér elején elhelyezett kisebb, elkülönített zóna, ami mesterségesen specializált körülményeket teremt adott mikrobacsoportok kiválasztódásának és tisztítási folyamatainak

Sztrippelés: oldott gázok kihajtása a folyadékból

Szubsztrátum: Biokémiai reakcióban átalakuló komponens, amelyet a mikroba képes felhasználni a szaporodáshoz

Tenzid: Felületaktív anyag, detergenszekből és szappanokból, ami lerontja a buborékok oxigénátvitelét

Üzemszintű modell: Létesítmények teljes rendszerére (egységek kölcsönhatásaira is) kiterjedő modell

GUJER-MÁTRIX FÜGGELÉK

6. sz. melléklet

Az alábbi táblázatok a MiniSumo biokinetikai modell felépítését, illetve az **α -tényező dinamikus leírását** szolgáló és a **BTEX-szennyezőanyagok mechanizmusait** tárgyaló modellmódosításokat mutatják be. Az összes folyamat sebességét $\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3/\text{d}$ mértékegységben értelmezzük, kivéve a felületaktív anyagok eltávolítását, amit $1/\text{d}$ egységben interpretálunk.

A.1. táblázat: A Gujer-mátrix állapotváltozói

Szimbólum (i)	Név	Mértékegység
$S_{\text{VF A}}$	Illékony zsírsavak	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
S_{BENE}	Benzol	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
S_{TENE}	Toluol	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
S_{EBENE}	Etilbenzol	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
S_{XENE}	Xilolok	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
S_{B}	Könnyen biodegradálható szubsztrátum	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
X_{B}	Lassan biodegradálható szubsztrátum	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
S_{U}	Oldott, inert szerves anyag	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
X_{U}	Szuszpendált, inert szerves anyag	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
X_{E}	Endogén bomlástermék	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
X_{OHO}	Közönséges heterotróf mikroorganizmusok	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
X_{NITO}	Aerob nitrifikáló mikroorganizmusok	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
X_{AMETO}	Acetotróf metanogén mikroorganizmusok	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
X_{HMETO}	Hidrogenotróf metanogén mikroorganizmusok	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
S_{NHx}	Ammónia és ammónium (NH_3 és NH_4^+)	$\text{g}_{\text{N}}/\text{m}^3$
S_{NOx}	Nitrát és nitrit (NO_3^- és NO_2^-)	$\text{g}_{\text{N}}/\text{m}^3$
S_{N_2}	Oldott nitrogén (N_2)	$\text{g}_{\text{N}}/\text{m}^3$
$S_{\text{N,B}}$	Oldott, biodegradálható szerves nitrogén	$\text{g}_{\text{N}}/\text{m}^3$
$X_{\text{N,B}}$	Szuszpendált, biodegradálható szerves nitrogén	$\text{g}_{\text{N}}/\text{m}^3$
S_{PO_4}	Ortofoszfát (PO_4)	$\text{g}_{\text{P}}/\text{m}^3$
$X_{\text{P,B}}$	Szuszpendált biodegradálható szerves foszfor	$\text{g}_{\text{P}}/\text{m}^3$
S_{O_2}	Oldott oxigén	$\text{g}_{\text{O}_2}/\text{m}^3$
S_{CH_4}	Oldott metán	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
S_{H_2}	Oldott hidrogén	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
X_{INORG}	Szervetlen lebegőanyag	$\text{g}_{\text{TSS}}/\text{m}^3$
S_{ALK}	Alkalitás (lúgosság)	$\text{eq}_{\text{ALK}}/\text{l}$
X_{FeOH}	Vas-hidroxid vegyületek	$\text{g}_{\text{Fe}}/\text{m}^3$
X_{FeP}	Vas-foszfát vegyületek	$\text{g}_{\text{Fe}}/\text{m}^3$
X_{AlOH}	Alumínium-hidroxid vegyületek	$\text{g}_{\text{Al}}/\text{m}^3$
X_{AlP}	Alumínium-foszfát vegyületek	$\text{g}_{\text{Al}}/\text{m}^3$
H	Entalpia	MJ/m^3
S_{ALPHA}	Alfa-indikátor	dimenziómentes
G_{CH_4}	Gáznemű metán	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
G_{H_2}	Gáznemű hidrogén	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
G_{O_2}	Gáznemű oxigén	$\text{g}_{\text{O}_2}/\text{m}^3$
G_{N_2}	Gáznemű nitrogén	$\text{g}_{\text{N}}/\text{m}^3$
G_{BENE}	Gáznemű benzol (C_6H_6)	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
G_{TENE}	Gáznemű toluol (C_7H_8)	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
G_{EBENE}	Gáznemű etilbenzol ($\text{C}_6\text{H}_5\text{C}_2\text{H}_5$)	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$
G_{XENE}	Gáznemű xilolok ($\text{C}_6\text{H}_4(\text{CH}_3)_2$)	$\text{g}_{\text{KOI}}/\text{m}^3$

A.2. táblázat: A Gujer-mátrix folyamatai

Sorszám	Folyamat neve
1	Heterotrófok növekedése az illékony zsírsavakon (S_{VFA}), O_2 felvételével
2	Heterotrófok növekedése az illékony zsírsavakon (S_{VFA}), NO_x felvételével
3	Heterotrófok növekedése benzolon, O_2 felvételével
4	Heterotrófok növekedése benzolon, NO_x felvételével
5	Heterotrófok növekedése toluolon, O_2 felvételével
6	Heterotrófok növekedése toluolon, NO_x felvételével
7	Heterotrófok növekedése etilbenzolon, O_2 felvételével
8	Heterotrófok növekedése etilbenzolon, NO_x felvételével
9	Heterotrófok növekedése xilolon, O_2 felvételével
10	Heterotrófok növekedése xilolon, NO_x felvételével
11	Heterotrófok növekedése könnyen bontható szubsztrátumon (S_B), O_2 felvételével
12	Heterotrófok növekedése könnyen bontható szubsztrátumon (S_B), NO_x felvételével
13	S_B fermentációja nagy S_{VFA} koncentráció mellett (heterotróf anaerob növekedés)
14	S_B fermentációja kis S_{VFA} koncentráció mellett (heterotróf anaerob növekedés)
15	Benzol fermentációja (heterotróf anaerob növekedés)
16	Toluol fermentációja (heterotróf anaerob növekedés)
17	Etilbenzol fermentációja (heterotróf anaerob növekedés)
18	Xilol fermentációja (heterotróf anaerob növekedés)
19	Heterotrófok pusztulása
20	Nitrifikálók növekedése
21	Nitrifikálók pusztulása
22	Acetotróf metanogének növekedése
23	Acetotróf metanogének pusztulása
24	Hidrogenotróf metanogének növekedése
25	Hidrogenotróf metanogének pusztulása
26	Lassan biodegradálható szubsztrátum (X_B) oxidatív hidrolízise
27	Lassan biodegradálható szubsztrátum (X_B) anaerob hidrolízise
28	Könnyen biodegradálható szerves nitrogén ($S_{N,B}$) ammonifikációja
29	Nitrát-asszimiláció (NO_x redukciója)
30	FeP kicsapása
31	FeP visszaoldódása
32	AlP kicsapása
33	AlP visszaoldódása
34	Felületaktív anyagok eltávolítása
35	Metán gáz-folyadék átadása – buborékokon keresztül
36	Hidrogén gáz-folyadék átadása – buborékokon keresztül
37	Oxigén gáz-folyadék átadása – buborékokon keresztül
38	Nitrogén gáz-folyadék átadása – buborékokon keresztül
39	Benzol gáz-folyadék átadása – buborékokon keresztül
40	Toluol gáz-folyadék átadása – buborékokon keresztül
41	Etilbenzol gáz-folyadék átadása – buborékokon keresztül
42	Xilol gáz-folyadék átadása – buborékokon keresztül
43	Metán gáz-folyadék átadása – vízfelszínen keresztül
44	Hidrogén gáz-folyadék átadása – vízfelszínen keresztül
45	Oxigén gáz-folyadék átadása – vízfelszínen keresztül
46	Nitrogén gáz-folyadék átadása – vízfelszínen keresztül
47	Benzol gáz-folyadék átadása – vízfelszínen keresztül
48	Toluol gáz-folyadék átadása – vízfelszínen keresztül
49	Etilbenzol gáz-folyadék átadása – vízfelszínen keresztül
50	Xilol gáz-folyadék átadása – vízfelszínen keresztül

A.3. táblázat: Gujer-mátrix I. – szerves anyagok sztöchiometriája

	S _{BENE}	S _{TENE}	S _{EBENE}	S _{XENE}	S _B	X _B	S _U	X _U	X _E	X _{OHO}
1										1
2										1
3	-1/Y _{OHO,BTEX,ox}									1
4	-1/Y _{OHO,BTEX,anox}									1
5		-1/Y _{OHO,BTEX,ox}								1
6		-1/Y _{OHO,BTEX,anox}								1
7			-1/Y _{OHO,BTEX,ox}							1
8			-1/Y _{OHO,BTEX,anox}							1
9				-1/Y _{OHO,BTEX,ox}						1
10				-1/Y _{OHO,BTEX,anox}						1
11					-1/Y _{OHO,SB,ox}					1
12					-1/Y _{OHO,SB,anox}					1
13					-1/Y _{OHO,SB,ana}					1
14					-1/Y _{OHO,SB,ana}					1
15	-1/Y _{OHO,BTEX,ana}									1
16		-1/Y _{OHO,BTEX,ana}								1
17			-1/Y _{OHO,BTEX,ana}							1
18				-1/Y _{OHO,BTEX,ana}						1
19						1-f _E			f _E	-1
21						1-f _E			f _E	
23						1-f _E			f _E	
25						1-f _E			f _E	
26					1	-1				
27					1-f _{H2}	-1				
29										-EEQ _{NO3} × X _{OHO} /X _{BIO,kin}
39	1									
40		1								
41			1							
42				1						
47	1									
48		1								
49			1							
50				1						

A.4. táblázat: Gujer-mátrix II. – az illékony zsírsavak sztöchiometriája

	S _{VFA}
1	$-1/Y_{\text{OHO,VFA,ox}}$
2	$-1/Y_{\text{OHO,VFA,anox}}$
13	$(1-Y_{\text{OHO,SB,ana}}-Y_{\text{OHO,H2,ana,high}})/Y_{\text{OHO,SB,ana}}$
14	$(1-Y_{\text{OHO,SB,ana}}-Y_{\text{OHO,H2,ana,low}})/Y_{\text{OHO,SB,ana}}$
15	$(1-Y_{\text{OHO,BTEX,ana}}-Y_{\text{OHO,H2,ana,low}})/Y_{\text{OHO,BTEX,ana}}$
16	$(1-Y_{\text{OHO,BTEX,ana}}-Y_{\text{OHO,H2,ana,low}})/Y_{\text{OHO,BTEX,ana}}$
17	$(1-Y_{\text{OHO,BTEX,ana}}-Y_{\text{OHO,H2,ana,low}})/Y_{\text{OHO,BTEX,ana}}$
18	$(1-Y_{\text{OHO,BTEX,ana}}-Y_{\text{OHO,H2,ana,low}})/Y_{\text{OHO,BTEX,ana}}$
22	$-1/Y_{\text{AMETO}}$

A.5. táblázat: Gujer-mátrix III. – a nitrifikáló és a metanogén iszap sztöchiometriája

	X _{NITO}	X _{AMETO}	X _{HMETO}
20	1		
21	-1		
22		1	
23		-1	
24			1
25			-1
29	$\frac{-EEQ_{\text{NO}_3 \times}}{X_{\text{NITO}}/X_{\text{BIO,kin}}}$	$\frac{-EEQ_{\text{NO}_3 \times}}{X_{\text{AMETO}}/X_{\text{BIO,kin}}}$	$\frac{-EEQ_{\text{NO}_3 \times}}{X_{\text{HMETO}}/X_{\text{BIO,kin}}}$

A.6. táblázat: Gujer-mátrix IV. – szervesetlen nitrogénkomponensek sztöchiometriája

	SNH _x	SNO _x	SN ₂
1	-i _{N,BIO}		
2	-i _{N,BIO}	$-(1-Y_{\text{OHO,VFA,anox}})/(EEQ_{\text{N2,NO3}} \times Y_{\text{OHO,VFA,anox}})$	$(1-Y_{\text{OHO,VFA,anox}})/(EEQ_{\text{N2,NO3}} \times Y_{\text{OHO,VFA,anox}})$
3	-i _{N,BIO}		
4	-i _{N,BIO}	$-(1-Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})/(EEQ_{\text{N2,NO3}} \times Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})$	$(1-Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})/(EEQ_{\text{N2,NO3}} \times Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})$
5	-i _{N,BIO}		
6	-i _{N,BIO}	$-(1-Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})/(EEQ_{\text{N2,NO3}} \times Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})$	$(1-Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})/(EEQ_{\text{N2,NO3}} \times Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})$
7	-i _{N,BIO}		
8	-i _{N,BIO}	$-(1-Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})/(EEQ_{\text{N2,NO3}} \times Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})$	$(1-Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})/(EEQ_{\text{N2,NO3}} \times Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})$
9	-i _{N,BIO}		
10	-i _{N,BIO}	$-(1-Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})/(EEQ_{\text{N2,NO3}} \times Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})$	$(1-Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})/(EEQ_{\text{N2,NO3}} \times Y_{\text{OHO,BTEX,anox}})$
11	-i _{N,BIO}		
12	-i _{N,BIO}	$-(1-Y_{\text{OHO,SB,anox}})/(EEQ_{\text{N2,NO3}} \times Y_{\text{OHO,SB,anox}})$	$(1-Y_{\text{OHO,SB,anox}})/(EEQ_{\text{N2,NO3}} \times Y_{\text{OHO,SB,anox}})$
13	-i _{N,BIO}		
14	-i _{N,BIO}		
15	-i _{N,BIO}		
16	-i _{N,BIO}		
17	-i _{N,BIO}		
18	-i _{N,BIO}		
19	-f _E × (i _{N,XE} - i _{N,BIO})		
20	-1/Y _{NITO} × i _{N,BIO}	1/Y _{NITO}	
21	-f _E × (i _{N,XE} - i _{N,BIO})		
22	-i _{N,BIO}		
23	-f _E × (i _{N,XE} - i _{N,BIO})		
24	-i _{N,BIO}		
25	-f _E × (i _{N,XE} - i _{N,BIO})		
28	1		
29	1 + EEQ _{NO3} × i _{N,BIO}	-1	
38			1
46			1

A.7. táblázat: Gujer-mátrix V. – nitrogén- és foszforformák, oldott gázok sztöchiometriája

	$S_{N,B}$	$X_{N,B}$	S_{PO4}	$X_{P,B}$	S_{O2}	S_{CH4}	S_{H2}
1			-i _{P,BIO}		$-(1-Y_{OHO,VFA,ox})/Y_{OHO,VFA,ox}$		
2			-i _{P,BIO}				
3			-i _{P,BIO}		$-(1-Y_{OHO,BTEX,ox})/Y_{OHO,BTEX,ox}$		
4			-i _{P,BIO}				
5			-i _{P,BIO}		$-(1-Y_{OHO,BTEX,ox})/Y_{OHO,BTEX,ox}$		
6			-i _{P,BIO}				
7			-i _{P,BIO}		$-(1-Y_{OHO,BTEX,ox})/Y_{OHO,BTEX,ox}$		
8			-i _{P,BIO}				
9			-i _{P,BIO}		$-(1-Y_{OHO,BTEX,ox})/Y_{OHO,BTEX,ox}$		
10			-i _{P,BIO}				
11			-i _{P,BIO}		$-(1-Y_{OHO,SB,ox})/Y_{OHO,SB,ox}$		
12			-i _{P,BIO}				
13			-i _{P,BIO}				$Y_{OHO,H2,ana,high}/Y_{OHO,SB,ana}$
14			-i _{P,BIO}				$Y_{OHO,H2,ana,low}/Y_{OHO,SB,ana}$
15			-i _{P,BIO}				$Y_{OHO,H2,ana,low}/Y_{OHO,BTEX,ana}$
16			-i _{P,BIO}				$Y_{OHO,H2,ana,low}/Y_{OHO,BTEX,ana}$
17			-i _{P,BIO}				$Y_{OHO,H2,ana,low}/Y_{OHO,BTEX,ana}$
18			-i _{P,BIO}				$Y_{OHO,H2,ana,low}/Y_{OHO,BTEX,ana}$
19		$(1-f_E)^*$ i _{N,BIO}		$(1-f_E)^*$ i _{P,BIO}			
20			-i _{P,BIO}		$-(EEQ_{NO3}-Y_{NITO})/Y_{NITO}$		
21		$(1-f_E)^*$ i _{N,BIO}		$(1-f_E)^*$ i _{P,BIO}			
22			-i _{P,BIO}			$(1-Y_{AMETO})/Y_{AMETO}$	
23		$(1-f_E)^*$ i _{N,BIO}		$(1-f_E)^*$ i _{P,BIO}			
24			-i _{P,BIO}			$(1-Y_{HMETO})/Y_{HMETO}$	$-1/Y_{HMETO}$
25		$(1-f_E)^*$ i _{N,BIO}		$(1-f_E)^*$ i _{P,BIO}			
26	$X_{N,B}/X_B$	$-X_{N,B}/X_B$	$X_{P,B}/X_B$	$-X_{P,B}/X_B$			
27	$X_{N,B}/X_B$	$-X_{N,B}/X_B$	$X_{P,B}/X_B$	$-X_{P,B}/X_B$			f _{H2}
28	-1						
29			EEQ _{NO3} [*] i _{P,BIO}				
30			-f _{P,Fe}				
31			f _{P,Fe}				
32			-f _{P,Al}				
33			f _{P,Al}				
35						1	
36							1
37					1		
43						1	
44							1
45					1		

A.8. táblázat: Gujer-mátrix VI. – alkalitás, fém sók csapadékainak sztöchiometriája

	SALK	X _{FeOH}	X _{FeP}	X _{AlOH}	X _{AlP}
1	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
2	$(-(1 - Y_{OHO,VFA,anox}) / (EEQ_{N2,NO3} * Y_{OHO,VFA,anox}) * CH_{NO3} - i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
3	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
4	$(-(1 - Y_{OHO,BTEX,anox}) / (EEQ_{N2,NO3} * Y_{OHO,BTEX,anox}) * CH_{NO3} - i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
5	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
6	$(-(1 - Y_{OHO,BTEX,anox}) / (EEQ_{N2,NO3} * Y_{OHO,BTEX,anox}) * CH_{NO3} - i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
7	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
8	$(-(1 - Y_{OHO,BTEX,anox}) / (EEQ_{N2,NO3} * Y_{OHO,BTEX,anox}) * CH_{NO3} - i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
9	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
10	$(-(1 - Y_{OHO,BTEX,anox}) / (EEQ_{N2,NO3} * Y_{OHO,BTEX,anox}) * CH_{NO3} - i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
11	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
12	$(-(1 - Y_{OHO,SB,anox}) / (EEQ_{N2,NO3} * Y_{OHO,SB,anox}) * CH_{NO3} - i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
13	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
14	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
15	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
16	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
17	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
18	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
19	$-f_E * (i_{N,XE} - i_{N,BIO}) * CH_{NHx}$				
20	$((-1/Y_{NITO} - i_{N,BIO}) * CH_{NHx} + 1/Y_{NITO} * CH_{NO3} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
21	$-f_E * (i_{N,XE} - i_{N,BIO}) * CH_{NHx}$				
22	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
23	$-f_E * (i_{N,XE} - i_{N,BIO}) * CH_{NHx}$				
24	$(-i_{N,BIO} * CH_{NHx} - i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
25	$-f_E * (i_{N,XE} - i_{N,BIO}) * CH_{NHx}$				
26	$X_{P,B}/X_B * CH_{PO4}$				
27	$X_{P,B}/X_B * CH_{PO4}$				
28	CH_{NHx}				
29	$((1 + EEQ_{NO3} * i_{N,BIO}) * CH_{NHx} - CH_{NO3} + EEQ_{NO3} * i_{P,BIO} * CH_{PO4})$				
30	$-f_{P,Fe} * CH_{PO4}$	-1	1		
31	$f_{P,Fe} * CH_{PO4}$	1	-1		
32	$-f_{P,Al} * CH_{PO4}$			-1	1
33	$f_{P,Al} * CH_{PO4}$			1	-1

A.9. táblázat: Gujer-mátrix VII. – alfa-indikátor, gáznemű komponensek sztöchiometriája

	SALPHA	GCH4	GH2	GO2	GN2	GBENE	GTENE	GEBENE	GXENE
34	1								
35		-1							
36			-1						
37				-1					
38					-1				
39						-1			
40							-1		
41								-1	
42									-1

A.10. táblázat: A Gujer-mátrix folyamatsebességeiben alkalmazott függvények

Szimbólum	Név	Kifejezés
Msat(var; k)	Monod-típusú telítés	$\text{var} / (\text{k} + \text{var})$
Minh(var; k)	Monod-típusú inhibíció	$\text{k} / (\text{k} + \text{var})$
MRsat(s;x;k)	Monod-típusú aránytelítés	$(\text{s}/\text{x})/(\text{s}/\text{x}+\text{k})$
Logsat(var; halfval; slope)	Logisztikus telítés	$1 / (1 + \text{Exp}((\text{halfval} - \text{var}) * \text{slope}))$
Loginh(var; halfval; slope)	Logisztikus inhibíció	$1 / (1 + \text{Exp}((\text{var} - \text{halfval}) * \text{slope}))$
Hsat(var; halfval; halfinh)	Haldane-kinetikai egyenlet	$\text{var} / (\text{halfval} + \text{var} + (\text{var}^2/\text{halfinh}))$

A.11. táblázat: A Gujer-mátrix folyamatsebességei

[illegible]

MODELLPARAMÉTEREK LISTÁJA

Az alábbi melléklet csak vízzeloldható gázokhoz és BTEX-vegyületekhez kapcsolódó modellparamétereket tartalmaz. A paraméterek teljes listája a MiniSumo modellben található.

A.12. táblázat: BTEX-vegyületek kinetikai és sztöchiometriai modellparaméterei

Közönséges heterotróf mikroorganizmusok (OHO)			
Mikrobanövekedési paraméterek			
Szimbólum	Név	Érték	Mértékegység
$\mu_{\text{OHO,BENE}}$	Maximális fajlagos növekedési sebesség benzolon	0,006	1/d
$\mu_{\text{OHO,TENE}}$	Maximális fajlagos növekedési sebesség toluolon	0,014	1/d
$\mu_{\text{OHO,EBENE}}$	Maximális fajlagos növekedési sebesség etilbenzolon	0,014	1/d
$\mu_{\text{OHO,XENE}}$	Maximális fajlagos növekedési sebesség xilolon	0,010	1/d
$\mu_{\text{FERM,OHO,BENE}}$	Benzol-fermentációs maximális fajlagos növekedési sebesség	0,0030	1/d
$\mu_{\text{FERM,OHO,TENE}}$	Toluol-fermentációs maximális fajlagos növekedési sebesség	0,0042	1/d
$\mu_{\text{FERM,OHO,EBENE}}$	Etilbenzol-fermentációs maximális fajlagos növekedési sebesség	0,0035	1/d
$\mu_{\text{FERM,OHO,XENE}}$	Xilol-fermentációs maximális fajlagos növekedési sebesség	0,0050	1/d
K_{BENE}	Benzol féltelítési koncentrációja	6,8	g _{KOI} /m ³
K_{TENE}	Toluol féltelítési koncentrációja	14,8	g _{KOI} /m ³
K_{EBENE}	Etilbenzol féltelítési koncentrációja	3,8	g _{KOI} /m ³
K_{XENE}	Xilolok féltelítési koncentrációja	17,6	g _{KOI} /m ³
$K_{\text{BENE,ana}}$	Benzol féltelítési koncentrációja a fermentáció során	238	g _{KOI} /m ³
$K_{\text{TENE,ana}}$	Toluol féltelítési koncentrációja a fermentáció során	310	g _{KOI} /m ³
$K_{\text{EBENE,ana}}$	Etilbenzol féltelítési koncentrációja a fermentáció során	67	g _{KOI} /m ³
$K_{\text{XENE,ana}}$	Xilolok féltelítési koncentrációja a fermentáció során	615	g _{KOI} /m ³
Sztöchiometriai hozamok			
Szimbólum	Név	Érték	Mértékegység
$Y_{\text{OHO,BTEX,ox}}$	Hozam a BTEX-vegyületeken aerob környezetben	0,55	g _{OHO} /g _{BTEX}
$Y_{\text{OHO,BTEX,anox}}$	Hozam a BTEX-vegyületeken anoxikus környezetben	0,35	g _{OHO} /g _{BTEX}
$Y_{\text{OHO,BTEX,ana}}$	Hozam a BTEX-vegyületeken anaerob környezetben	0,10	g _{OHO} /g _{BTEX}

A.13. táblázat: Gáz-folyadék modellparaméterek

Fizikai-kémiai állandók			
Henry-törvény paraméterei			
Szimbólum	Név	Érték	Mértékegység
Henry _{O₂,SATP}	Oxigén Henry-együtthatója (25°C)	$1,21 \times 10^{-3}$	mol/m ³ /Pa
Henry _{O₂,dt}	Henry-törvény hőmérsékletfüggési tényezője az oxigén esetében	1842,5	K
Henry _{N₂,SATP}	Nitrogén Henry-együtthatója (25°C)	$6,50 \times 10^{-4}$	mol/m ³ /Pa
Henry _{N₂,dt}	Henry-törvény hőmérsékletfüggési tényezője a nitrogén esetében	1300	K
Henry _{H₂,SATP}	Hidrogén Henry-együtthatója (25°C)	$7,80 \times 10^{-4}$	mol/m ³ /Pa
Henry _{H₂,dt}	Henry-törvény hőmérsékletfüggési tényezője a hidrogén esetében	500	K
Henry _{CH₄,SATP}	Metán Henry-együtthatója (25°C)	$1,40 \times 10^{-3}$	mol/m ³ /Pa
Henry _{CH₄,dt}	Henry-törvény hőmérsékletfüggési tényezője a metán esetében	1600	K
Henry _{BENE,SATP}	Benzol Henry-együtthatója (25°C)	$1,70 \times 10^{-3}$	mol/m ³ /Pa
Henry _{BENE,dt}	Henry-törvény hőmérsékletfüggési tényezője a benzol esetében	4150	K
Henry _{TENE,SATP}	Toluol Henry-együtthatója (25°C)	$1,50 \times 10^{-3}$	mol/m ³ /Pa
Henry _{TENE,dt}	Henry-törvény hőmérsékletfüggési tényezője a toluol esetében	4150	K
Henry _{EBENE,SATP}	Etilbenzol Henry-együtthatója (25°C)	$1,27 \times 10^{-3}$	mol/m ³ /Pa
Henry _{EBENE,dt}	Henry-törvény hőmérsékletfüggési tényezője az etilbenzol esetében	5100	K
Henry _{XENE,SATP}	Xilolok Henry-együtthatója (25°C)	$1,56 \times 10^{-3}$	mol/m ³ /Pa
Henry _{XENE,dt}	Henry-törvény hőmérsékletfüggési tényezője a xilolok esetében	4083	K
Diffúziós együtthatók			
Szimbólum	Név	Érték	Mértékegység
D _{O₂,SATP}	Oxigén diffúziós együtthatója vízben (25°C)	$2,09 \times 10^{-4}$	m ² /d
D _{N₂,SATP}	Nitrogén diffúziós együtthatója vízben (25°C)	$1,73 \times 10^{-4}$	m ² /d
D _{H₂,SATP}	Hidrogén diffúziós együtthatója vízben (25°C)	$4,50 \times 10^{-4}$	m ² /d
D _{CH₄,SATP}	Metán diffúziós együtthatója vízben (25°C)	$1,49 \times 10^{-4}$	m ² /d
D _{BENE,SATP}	Benzol diffúziós együtthatója vízben (25°C)	$9,13 \times 10^{-5}$	m ² /d
D _{TENE,SATP}	Toluol diffúziós együtthatója vízben (25°C)	$7,89 \times 10^{-5}$	m ² /d
D _{EBENE,SATP}	Etilbenzol diffúziós együtthatója vízben (25°C)	$7,27 \times 10^{-5}$	m ² /d
D _{XENE,SATP}	Xilolok diffúziós együtthatója vízben (25°C)	$7,08 \times 10^{-5}$	m ² /d
Állapotváltozók egyenértékű mólómegei			
Szimbólum	Név	Érték	Mértékegység
MM _{EQ,O₂}	Oxigén egyenértékű moláris tömege	28,01	g/mol
MM _{EQ,N₂}	Nitrogén egyenértékű moláris tömege	32,00	g/mol
MM _{EQ,H₂}	Hidrogén egyenértékű moláris tömege	16,00	g _{KOI} /mol
MM _{EQ,CH₄}	Metán egyenértékű moláris tömege	64,00	g _{KOI} /mol
MM _{EQ,BENE}	Benzol egyenértékű moláris tömege	239,97	g _{KOI} /mol
MM _{EQ,TENE}	Toluol egyenértékű moláris tömege	287,96	g _{KOI} /mol
MM _{EQ,EBENE}	Etilbenzol egyenértékű moláris tömege	335,95	g _{KOI} /mol
MM _{EQ,XENE}	Xilol egyenértékű moláris tömege	335,95	g _{KOI} /mol

A.14. táblázat: Az oxigénátadás hatékonyságának modellparaméterei

Levegőztetési mérőszámok előrejelzési paraméterei			
SSOTE predikciós paraméterek			
Szimbólum	Név	Érték	Mértékegység
SSOTE _{0,nom}	SSOTE – léghozam függvény névleges metszete (membráncső)	7,51	%/m
exp ^{SSOTE}	SSOTE – léghozam függvény exponense (membráncső)	0,01180	d/m ³ _{gáz}
SSOTE _{∞,nom}	SSOTE – léghozam függvény névleges aszimptotája (membráncső)	4,69	%/m
SSOTE _{0,nom}	SSOTE – léghozam függvény névleges metszete (sapka)	2,37	%/m
exp ^{SSOTE}	SSOTE – léghozam függvény exponense (sapka)	0,00449	d/m ³ _{gáz}
SSOTE _{∞,nom}	SSOTE – léghozam függvény névleges aszimptotája (sapka)	2,59	%/m
div _{d,diff,0}	Tengelymetszet diffúzorsűrűség-korrekciós tag osztója	0,2893	m ² /m ²
pow _{d,diff,0}	Tengelymetszet diffúzorsűrűség-korrekciós tag hatványa	0,076	dimenziómentes
div _{d,diff,∞}	Aszimptota diffúzorsűrűség-korrekciós tag osztója	0,1326	m ² /m ²
pow _{num,d,diff,∞}	Aszimptota diffúzorsűrűség-korrekciós tag hatványának számlálója	0,756	m
sl _{h,diff,0}	Tengelymetszet mélységkorrekciós tag élessége (finombuborékos)	-0,3227	1/m
offset _{h,diff,0}	Tengelymetszet mélységkorrekciós tag eltolása (finombuborékos)	0,9216	dimenziómentes
sl _{h,diff,∞}	Aszimptota mélységkorrekciós tag élessége (finombuborékos)	-0,0303	1/m
offset _{h,diff,∞}	Aszimptota mélységkorrekciós tag eltolása (finombuborékos)	0,1955	dimenziómentes
sl _{h,diff,0}	Tengelymetszet mélységkorrekciós tag élessége (durvabuborékos)	0,002	1/m
offset _{h,diff,0}	Tengelymetszet mélységkorrekciós tag eltolása (durvabuborékos)	0,01	dimenziómentes
sl _{h,diff,∞}	Aszimptota mélységkorrekciós tag élessége (durvabuborékos)	0,02	1/m
offset _{h,diff,∞}	Aszimptota mélységkorrekciós tag eltolása (durvabuborékos)	-0,021	dimenziómentes
α-tényező predikciós paraméterek			
Szimbólum	Név	Érték	Mértékegység
q _{ALPHA}	Alfa-indikátor növekedési üteme	0,0014	m ³ /g _{VSS} /d
K _{O₂,ALPHA}	Oldottoxigén-félértékkoncentráció az alfa-indikátor növekedéséhez	0,05	g _{O₂} /m ³
f _{O₂,max,ALPHA}	Nem levegőztetett zónák alfa-indikátor növekedését fokozó hatása	2,5	dimenziómentes
coeff _{damp,ALPHA}	Alfa-növekedés elsőrendű kinetikai gátlását csillapító együttható	4,2	dimenziómentes
pow _{damp,ALPHA}	Alfa-növekedés elsőrendű kinetikai gátlását csillapító hatvány	7,3	dimenziómentes
sl _{h,diff,α}	α-tényező mélységkorrekciós tagjának élessége	-0,29	1/m
sl _{TSS,α}	α-tényező szárazanyag-korrekciós tagjának élessége	-0,0711	m ³ /kg _{TSS}
Alfa-indikátor korrelációs paraméterei			
Szimbólum	Név	Érték	Mértékegység
K _{I,SCCOD,ALPHA}	Szűrt KOI félértéke	162	g _{KOI} /m ³
sl _{SCCOD,ALPHA}	Szűrt KOI – alfa-indikátor összefüggés élessége	0,067	m ³ /g _{KOI}
min _{SCCOD,ALPHA}	Alfa-indikátor minimuma	0	dimenziómentes
max _{ww,SCCOD,ALPHA}	Alfa-indikátor maximuma szennyvízben	0,5	dimenziómentes
exp _{cw,SCCOD,ALPHA}	Tisztavíz-exponens	0,05	m ³ /g _{KOI}
Anyagátadási együtthatók			
Szimbólum	Név	Érték	Mértékegység
k _{L,O₂,bub,st,cw}	O ₂ folyadékoldali tömegátadási együttható, buborékfelület (20 °C)	-0,54	m/h
k _{L,O₂,sur,st,cw}	O ₂ folyadékoldali tömegátadási együttható, vízfelszín (20 °C)	0,32	m/h

KOHÉZIÓS TÁBLÁZAT

	Tudományos probléma	Hipotézis	Célkitűzés	Kutatási módszer	Következtetés	Hipotézis igazolása / elvetése	Új tudományos eredmény
1.	Szennyvíztisztítás tervezése és üzemeltetése során a levegőztetés előre beállított (a priori) paraméterekkel dolgozik. A diffúzorok oxigénbeoldódási teljesítményét nem egységes keretrendszerben kezelik.	Az aktuális szennyvízterhelést figyelembe véve a levegőztetésben költségcsökkenés érhető el, ha a valós, egységes rendszerben kezelt diffúzormodellt alkalmazzuk.	Módszertan kidolgozása és igazolása egy fizikailag megalapozott diffúzormodellre, amely egységes rendszerben kezeli a kialakításokat és elrendezéseket	Szabványkutatás, üzemlátogatások, matematikai modellalkotás, algoritmusfejlesztés, regresszió, tesztelés	A diffúzormodell az oxigénszabályozással üzemeltetett medencékben a korábbi megközelítésekhez képest pontosabb eredményeket szolgáltat és nem becsüli túl a levegőszükségletet. Az egyedi diffúzortesztekhez kalibrált oxigénbeviteli hatékonyság (SOTE) nem függ egy adott vízmélységtől, továbbá változása a léghozam függvényében monoton.	Az 1. hipotézis igazolható.	Egységes diffúzormodellt alkottam, amely egybefoglalja a finombuborékos és durvabuborékos diffúzorok működési jellegzetességeit. Matematikai pontosságát gyártói és üzemi mérési adatsorokon keresztül verifikáltam. Számszerűsítettem, hogy a dinamikus előrejelzéssel kiegészített DO- és ammónium-vezérelt kaszkádszabályozás jelentős (20-40%) költségmegtakarítást tesz lehetővé a konstans léghozamon működő túlméretezett fűvóhoz képest.

	Tudományos probléma	Hipotézis	Célkitűzés	Kutatási módszer	Következtetés	Hipotézis igazolása / elvetése	Új tudományos eredmény
2.	Szennyvíztisztítás tervezése és üzemeltetése során a levegőztetés előre beállított (a priori) paraméterekkel dolgozik. Az α -tényező térbeli és időbeli változásait a meglévő modellek nem veszik figyelembe.	Az aktuális szennyvízterhelést figyelembe véve a levegőztetésben költségcsökkenés érhető el, ha a pillanatnyi terheléshez idomuló dinamikus α -tényezőt vesszük alapul.	Módszertan kidolgozása és igazolása – a reaktoronként és időben változó – α -tényező előrejelzésére	Szabványkutatás, matematikai modellalkotás, algoritmusfejlesztés, tesztelés, kinetikai mátrix továbbfejlesztése és bővítése	Lakossági eredetű szennyvizek esetében az α -tényező – térben és időben történő, pillanatnyi szennyezőanyag-terhelésen alapuló – előrejelzése alkalmasnak bizonyult a szennyvíztisztító telepek levegőfogyasztásának meghatározására, száraz- és csapadékos időjárási körülmények között egyaránt.	A 2. hipotézis igazolható.	Újradefiniáltam a dinamikus α -tényező fogalmát, módszertant dolgoztam ki a szennyvíztisztítás során térben és időben kialakuló változásaira. A modellt kalibráltam 12, és validáltam 2 létesítmény adatai alapján. Bizonyítottam, hogy konzervatív megközelítések helyett a dinamikus előrejelzéssel pontosítható a fűvóméretezés és elérhető költségmegtakarítás.

	Tudományos probléma	Hipotézis	Célkitűzés	Kutatási módszer	Következtetés	Hipotézis igazolása / elvetése	Új tudományos eredmény
3.	A szennyvíztisztítás negyedik fokozatának szükségessége és a fenntarthatóságra való törekvés megkövetelik a gáznemű szennyezők anyagforgalmának számszerűsítését. Az illékony komponensek eltávolítását és az üvegházhatású gázok termelődését ritkán tárgyalják a kinetikai hasonlóságokon alapuló verifikált, formális keretek között.	Gázok szennyvízben történő anyagtranszportja arányosítható az oxigénátadási kinetikával.	Az oxigénátadás előrejelzésére fejlesztett koncepció adaptálása egyéb gázokra vonatkoztatva	Algoritmus fejlesztés, tesztelés, kinetikai mátrix továbbfejlesztése és bővítése, félüzemi vizsgálatok, érzékenységvizsgálat	A modell koncepció alkalmasnak bizonyult az oxigén és az üvegházgázok profiljának és gradiensének szimulációjára egyaránt. BTEX-vegyületek biológiai és fizikai-kémiai reakcióit leíró üzemszintű modell készült el, ezáltal egy létesítmény egységei mentén felvehetők a biodegradációnak és a gázkihajtásnak köszönhető eltávolítási anyagáramok.	A 3. hipotézis igazolható.	N ₂ O, CO ₂ és O ₂ szenzormérési adatok alapján igazoltam, hogy a modell koncepció alkalmas a gázösszetétel időbeli és térbeli szimulációjára a szennyvízkezelés során. Érzékenységvizsgálattal meghatároztam különböző eljárások optimális üzemállapotát az üvegházgáz-kibocsátás és a BTEX-vegyületek elfolyóvíz-koncentrációi alapján.

	Tudományos probléma	Hipotézis	Célkitűzés	Kutatási módszer	Következtetés	Hipotézis igazolása / elvetése	Új tudományos eredmény
4.	A klímaváltozási és társadalmi fogyasztási folyamatokra tekintettel, váratlan események és trendek jelenthetnek kihívást a szennyvíztelepek üzemeltetésében. A levegőztetett biológiai medencék dinamikus szimulációja új lehetőségeket tárhat fel a problémák kiküszöbölésében.	Szennyvíz-technológiai havária események során a levegőztetés megfelelő szabályozásával stabilizálható a biológiai tisztítás.	Szennyvíztisztítási technológiákat érintő káresemények elhárításához szükséges levegőztetési beavatkozások meghatározása	Jogszabálykutatás, üzemlátogatások, kockázatelemzés numerikus módszerekkel, érzékenységvizsgálat	A részkutatás a csapadékmennyiség hirtelenszerű növekedésére való felkészültség érdekében fűvókkal kapcsolatos tervezési és üzemeltetési kritériumokat fogalmaz meg. Csökkenő vízfogyasztási trendek miatt töményedő szennyvizek levegőztetésére a biofilmes rendszerek költséghatékony alternatívának bizonyultak. Biokinetikai szimulációk kis kapacitású rendszeren kimutatták, hogy az öntözési időszakban rövid iszapkorral és csökkentett levegőellátással betarthatóak a vízminőségi határértékek, maximális tápanyag-visszanyerés mellett.	A 4. hipotézis igazolható.	Megválasoltam, hogy extrém csapadékesemények helytálló levegőztetési beavatkozással, elfolyó vízminőség szempontjából elháríthatóak. Javaslatot tettem a fogyasztási trendekből eredő kihívások orvoslására, az aerob technológiák korszerűsítésének modellalapú megközelítésével. Megállapítottam, hogy a levegőszabályozás forgatókönyv-elemzése rugalmas üzemeltetési stratégiát kínál kis kapacitású eleveniszapos telepek számára, ötvözve a tápanyag-visszanyerést.