



M Ű E G Y E T E M 1 7 8 2
Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
Alkalmazott Biotechnológia és Élelmiszertudományi Tanszék

Rejtett hibák és bizonytalanságok feltárása az eleveniszapos foszfor eltávolítási hatékonyság meghatározásában

TDK dolgozat

Készítette:

Hári Máté Ferenc

Nagy Eszter

környezetmérnök (BSc) hallgatók

Témavezető:

Bakos Vince

egyetemi tanársegéd

Budapest, 2015. október

Köszönetnyilvánítás

Ezúton is szeretnénk köszönetet mondani mindazoknak, akik segítségével a tudományos diákköri kutatómunka elkészülhetett.

Témavezetőnknek, **Bakos Vince** egyetemi tanársegédnek, aki előadásaival felkeltette az érdeklődésünket a biotechnológia iránt. Türelemmel és mindenre kiterjedő figyelemmel irányította, szakmai tudásával segítette kutatómunkánkat.

Dr. Jobbágy Andrea egyetemi docensnek, aki a BME ABÉT Szennyvíztisztítási biotechnológiák kutatócsoport vezetőjeként lehetőséget adott a kutatómunkában való részvételünkre, valamint ötleteivel és jó szempontjaival mindvégig segítette munkánkat.

Simon József vegyészmérnöknek, aki a kísérletek gyakorlati kivitelezésében segítségünkre volt, és a laboratóriumi munkára vonatkozó kéréseinkkel bármikor fordulhattunk hozzá.

Palkó György vezérigazgatónak (Fővárosi Csatornázási Művek Zrt.), aki a kutatás anyagi háttérét lehetővé tette.

Makó Magdolna környezetvédelmi osztályvezetőnek (Fővárosi Csatornázási Művek Zrt.), aki segítette a kutatás létrejöttét és mindvégig biztosította annak gördülékeny megvalósítását. Rendszeres konzultációk során mindig rendelkezésünkre állt a felmerült kérdésekben és értékes gondolatokkal járult hozzá az együttműködés előrehaladásához. Egyúttal köszönet az irányítása alatt álló laboratórium vezetőjének, **Erdélyi Istvánnak**, és munkatársainak is a kiegészítő mérésekben való készséges és magas szintű szakmai részvételükért.

Az Észak-budapesti Szennyvíztisztító Telep vezető munkatársainak, **Román Pál** osztályvezetőnek és **Kassai Zsófia** megbízott üzemeltetési csoportvezetőnek, valamint az irányításuk alatt álló telepkezelő operátoroknak a helyszíni munkálatok és mérések során nyújtott rengeteg készséges és hasznos segítségért.

Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés.....	1
2.	Irodalmi áttekintés.....	3
2.1.	Az eleveniszapos szennyvíztisztítási technológia alapjai.....	3
2.2.	Biológiai nitrogén eltávolítás.....	4
2.2.1.	A biológiai nitrogén eltávolítás alapfolyamatai	4
2.2.2.	A nitrifikáció és befolyásoló tényezői.....	5
2.2.3.	A denitrifikáció és befolyásoló tényezői.....	6
2.3.	A foszfor eltávolítás folyamatai	7
2.3.1.	A biológiai többletfoszfor eltávolítás	7
2.3.2.	A kémiai foszfor eltávolítás folyamata	12
2.4.	Az oxigén anoxikus és anaerob folyamatokra gyakorolt hatása.....	13
2.4.1.	Denitrifikációra gyakorolt hatása	13
2.4.2.	Biológiai többletfoszfor eltávolítás anaerob szakaszára gyakorolt hatása.....	15
2.5.	A foszfor kémiai kicsapására alkalmazott vegyszerek hatása az anoxikus és anaerob folyamatokra.....	16
2.5.1.	Denitrifikációra gyakorolt hatása	16
2.5.2.	Biológiai többletfoszfor eltávolításra gyakorolt hatása.....	16
2.6.	Mérési bizonytalanságok	16
3.	Célkitűzések	18
4.	A vizsgált nagyüzemi szennyvíztisztító telep bemutatása, a kísérletek előzményei.....	20
5.	Felhasznált anyagok és alkalmazott módszerek.....	22
5.1.	Nagyüzemi szennyezőanyag koncentráció profil mérések kivitelezése	22
5.2.	Mintavétel.....	25
5.3.	Laboratóriumi szakaszos üzemű modellkísérletek	25
5.4.	Analitikai mérési módszerek leírása.....	29
6.	Eredmények bemutatása és értékelése	31
6.1.	A helyszíni profilmérések eredményei.....	31
6.2.	Laboratóriumi szakaszos üzemű kísérletek eredményei	37
6.2.1.	Laboratóriumi kísérletek fedett, ún. zero-headspace rendszerekkel	37
6.2.2.	Laboratóriumi kísérletek fedett és nyitott rendszerekkel	41
7.	Összefoglaló értékelés, kitekintés	48
8.	Irodalomjegyzék.....	51

Rövid kivonat

Rejtett hibák és bizonytalanságok feltárása az eleveniszapos foszfor eltávolítási hatékonyság meghatározásában

A kutatás célja annak feltárása, hogy melyek a leggyakoribb nehézségek az eleveniszapos foszfor eltávolítási hatékonyság meghatározásában és hogyan kerülhető el a hatékonyság téves felmérése, valamint annak következményeként a technológia esetleges „félre-optimalizálása”.

A kutatás nagyüzemi eleveniszapos rendszer vizsgálatán keresztül mutatja be, hogy a reprezentatív mintavétel és minta tárolás kulcsfontosságú, mivel az eleveniszapot tartalmazó mintában a mikroorganizmusok már rövid idő alatt is jelentős mennyiségű foszfort nyomhatnak vissza a vízfázisba. Igazoltuk, hogy a tisztított szennyvíz foszfortartalma nem ad elég információt a biológiai folyamat hatékonyságára, ahhoz szennyezőanyag koncentráció profil mérésekre van szükség. Profilmérések alátámasztották, hogy a – sok esetben túlzott mértékű – vegyszeradagolás mérés technikailag elfedheti, biotechnológiailag pedig elnyomhatja a PAO-aktivitást. A túlzott vegyszermennyiség „látens” jelenlétének káros hatásait laboratóriumi kísérleteink is alátámasztották. Laboratóriumi szakaszos kísérletekkel kimutattuk, hogy a vegyszer bekeverésének döntő hatása van a foszfor kicsapás hatékonyságára. Igazoltuk, hogy a reaktor felszínén át beoldódó oxigén gátolja a PAO-k működését, a felvett szerves anyagra vonatkoztatott foszfor visszanyomási hatékonyság jelentősen nagyobbak adódott fedett reaktorok alkalmazása mellett. A reaktor lefedéssel megtakarítható befolyó jól biodegradálható KOI 60-70 mg/l körülnek mutatkozott.

A komplex vizsgálatokból nyert eredmények olyan irányadó vizsgálati módszertani és technológiai javaslatoknak tekinthetők, amelyek hatékony és költségkímélő üzemeltetést tesznek lehetővé.

Abstract

Facing latent failures and uncertainties of activated sludge phosphorus removal

The follow-up of activated sludge phosphorus (P) removal process is quite a big challenge. Purpose of the research has been to define the most frequent sources of failures and uncertainties and the determination of causes and key factors which affect basically the P removal process and errors leading to misdesigned technology.

In full-scale investigations representative sampling and sample storage proved to be key since in case of activated sludge containing samples remarkable amount of P may be easily released into the water phase by microorganisms. It has been verified that although control of effluent P concentration is needed but is not enough at all for reliable process follow-up, thus profile measurements and firstly the sampling of non-aerated basins are highly recommended. Full-scale profile measurements proved that chemical dosing may mask the analytical indicators of PAO activity and suppress biotechnologically their growth at the same time. These harmful effects caused by latent presence of excess chemical have also been proven by laboratory experiments. Results of laboratory batch experiments proved the importance of appropriate dosage and mixing method regarding chemical P precipitation efficiency. It has also been proven that oxygen penetration through the open bioreactor surface has both metabolic and kinetic inhibitory effects on PAO activity. Markedly higher utilized organic substrate referring specific P release activity has been achieved by the application of covered lab-scale reactors compared to open surface operation. According to the laboratory results, savings in inlet organic substrate of approx. 60-70 mg rbCOD/l could be available by seal-covering.

The complex investigations carried out in the research have led to significant results serving as useful methodology as well as technological recommendations for phosphorus removal process follow-up and cost-effective optimization and operation.

1. Bevezetés

A szennyvíztisztítás során kiemelkedő jelentőségű a foszfor hatékony eltávolítása, mert a túlzott mennyiségű kibocsátott tápanyagok a természetes vizeinkbe kerülve eutrofizációt okozhatnak. **Hazánkban** a tisztító telepekre beérkező szennyvizek azonban túlnyomórészt jól biodegradálható szerves szénforrásban szegények, így **a biológiai többlet foszforeltávolítás mellett majdnem minden esetben szükség van vegyszeres foszfor kicsapásra is**, a tisztított szennyvízre vonatkozó szigorodó határértékek miatt. Sok esetben nemcsak az összes foszfor határérték teljesítése a cél, hanem azon túlmenően a foszfor minél alacsonyabb koncentrációra való csökkentése, ugyanis VTD (vízterhelési díj) szempontjából a nehézfémeken kívül a legdrágább általános szennyező paraméter. Ennek megfelelően Budapest nagy szennyvíztisztító telepein a foszfor eltávolítás céljából beadagolt vegyszer költsége heti szinten akár több millió Ft nagyságrendű kiadás lehet, így a vegyszeradagolás optimalizálása rendkívül fontos. A nagy szennyvíztisztító telepeken **a jó elfolyó vízminőség biztosítása mellett akár néhány százaléknyi vegyszer felhasználás csökkentés éves szinten igen jelentős** (akár tízmilliós nagyságrendű) **megtakarítást eredményezhet** az üzemeltetőnek.

A kutatás célja az volt, hogy komplex vizsgálatokkal feltárjuk az eleveniszapos foszfor eltávolítási hatékonyság meghatározásának rejtett hibáit és bizonytalanságait. Az átfogó vizsgálatot olyan nagyüzemi rendszer helyszíni profilmérésein, valamint az abból származó eleveniszappal végzett laboratóriumi szakaszos kísérleteken keresztül végeztük, amelyben a biológiai többletfoszfor eltávolítás mellett vegyszeres foszforkicsapást is alkalmaznak.

Helyszíni vizsgálataink során az Észak-budapesti Szennyvíztisztító Telep három különböző üzemmódban működő szekciójának **szennyezőanyag koncentráció profil méréseit végeztük el.** A vizsgálat során cél volt a technológiába adagolt vegyszer szekciók közötti eloszlásának feltárása. A mérésekkel annak igazolását is megcéloltuk, hogy csupán a tisztított szennyvízben mért foszfor koncentrációk nem elegendőek a biológiai hatékonyság felmérésére, sőt ezek az értékek önmagukban félrevezetőek lehetnek. Vizsgáltuk, hogy a mintavétel és a minta előkészítés milyen hatással van a mért analitikai eredményekre.

A szennyvíztisztító telepről behozott biomasszával végzett **laboratóriumi szakaszos kísérletek célja az volt, hogy azonos körülmények biztosításával vizsgáljuk a foszfor visszanyomási hatékonyság, valamint a vegyszeres kicsapás hatásának függéseit.** Vizsgáltuk a kísérlethez használt eleveniszap minőségének (t.i. foszforakkumuláló

mikroorganizmusok aktivitásának), a bioreaktor lefedésének (oxigén kizárásának), a vegyszeradagolásnak, valamint a beadagolt vegyszer bekeverési módjának hatását biológiai többletfoszfor eltávolítás és a kémiai foszfor kicsapás hatékonyságára vonatkozóan.

A kutatómunka átfogó célja az volt, hogy az eleveniszapos foszforeltávolítási hatékonyság meghatározásának kulcsszereplőit megvizsgáljuk, a hibákat feltárjuk, és ezzel irányadó javaslatokat tegyünk arra vonatkozóan, hogy hogyan kerülhető el a hatékonyság téves felmérése és a technológia esetleges „félre-optimalizálása”, ezzel lehetővé téve a hatékony és költségkímélő üzemeltetést, jó elfolyó tisztított szennyvízminőség mellett üzemeltetési költség megtakarítását.

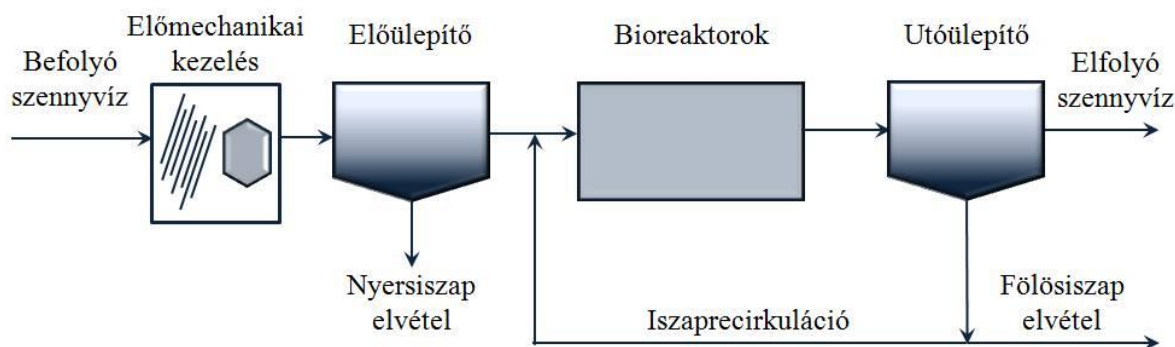
2. Irodalmi áttekintés

2.1. Az eleveniszapos szennyvíztisztítási technológia alapjai

Az eleveniszapos technológia elvét 1913 körül a massachusetts-i Lawrence Experiment Station intézetében dolgozó Clark és Gage, valamint az angliai Manchester Sewage Works intézetében tevékenykedő Andern és Lockett (1914) dolgozták ki. [1] A jelenleg több mint 100 éves technológia máig a legelterjedtebb az alkalmazott biológiai szennyvíztisztítási eljárások között.

Miután a mikroorganizmusok elszaporodtak a számukra megfelelő üzemi körülmények között, pelyhekké (ún. flokkulumok), majd pelyhekké (ún. flokkulumok), majd pelyhekké (ún. flokkulumok), majd pelyhekké (ún. flokkulumok) állnak össze. [2] A bioreaktorokban a szerves szubsztrát, a tápanyagok (nitrogén és foszfor vegyületek), valamint ásványi anyagok és nyomelemek felhasználásával a mikroorganizmusok tenyésztete (eleveniszap) növekszik. A szubsztrátok biológiai bonthatósága és mennyisége határozza meg, hogy adott körülmények között a növekedés milyen sebességű, valamint hogy az eleveniszapban mely mikroba törzsek válnak uralkodóvá. [3]

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás során a tisztítóba kerülő szennyvíz a fizikai előkezelést befejező és gyakran alkalmazott előülepítési lépés után egy kevert bioreaktorba kerül, amely technológiától függően aerob, anoxikus vagy anaerob üzemű, ahol a befolyó szennyvíz a jelenlevő mikroorganizmusokkal szuszpenziót képez. Az *1. ábrán* egy általános eleveniszapos szennyvíztisztítási rendszer technológiai sémája látható. **A mikroorganizmusok a befolyó szennyvízzel érkező rendelkezésre álló tápanyagot elfogyasztják, miközben növekszik az eleveniszap mennyisége,** aminek bioreaktorokbeli koncentrációját (MLSS, Mixed Liquor Suspended Solids) az utóülepítőtől elvezetett fölősiszap szabályozott elvételével tartják közel állandó, stabil értéken. [4]



1. ábra. Az eleveniszapos szennyvíztisztítás folyamatábrája

Az eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek előnye, hogy a szervesanyag-eltávolítás biológiai úton történik, így abból oxigénnel vagy nitrogén-oxidokkal történő oxidáció révén szén-dioxid, nitrogén gáz, víz, egyéb szerves és szervetlen anyagcsere termékek, ill. új biomassa tömeg keletkezik. A biológiai tápanyag eltávolításra képes eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek jellemző tulajdonsága, hogy a szerves szén lebontása mellett, a tisztítási céltól függő bioreaktor elrendezés és megfelelően nagy iszapkor (SRT, Sludge Retention Time) biztosítása mellett a nitrogén és foszfor eltávolítása is megvalósul.

A szerves szennyezők aerob, anoxikus és anaerob körülmények között egyaránt eliminálhatók. Az aerob oxidáció sebessége lényegesen nagyobb, alkalmazása ezért gyakoribb, ugyanakkor a levegőztetés nagy energiaigényű. Emellett bizonyos tisztítási folyamatok (pl. denitrifikáció, biológiai többletfoszfor eltávolítás) az oxigén kizárását igénylik. A nagy szervesanyag terhelésű szennyvizek, ill. iszapok esetében (rothasztás) az anaerob eljárásokat alkalmazzák elsősorban.

2.2. Biológiai nitrogén eltávolítás

2.2.1. A biológiai nitrogén eltávolítás alapfolyamatai

Az eutrofizáció elkerülése érdekében elengedhetetlen a szennyvizek szerves szén terhelése mellett a magas tápanyag (nitrogén és foszfor) tartalom csökkentése is, az élővizek számára már nem megterhelő mennyiségre. A biológiai nitrogén eltávolítás a következő lépéseket foglalja magában: [5]

- **Ammonifikáció:** A szerves anyagok nitrogén tartalmának jelentős része ammóniává vagy ammónium-vegyületekké alakul át. Az ammonifikáció nagyrészt már a csatornarendszerben lejátszódik anaerob körülmények között, a teljes folyamat azonban csak a tisztító telepen fejeződik be.

- **Nitrifikáció:** Az ammónium-vegyületek kétlépéses oxidációja nitritté, majd nitráttá. A nitrifikációt autotróf baktériumok (AOBs, Ammonium Oxidizing Bacteria) végzik levegőztetett medencékben. A reakció az (1) egyenlet szerint megy végbe.



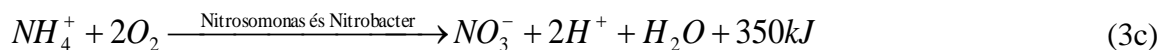
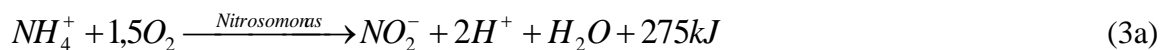
- **Denitrifikáció:** A nitrát redukciója molekuláris nitrogénné nitrit, nitrogén-monoxid és -dioxid, valamint di-nitrogén-oxid közttermékeken keresztül, anoxikus körülmények között (t.i. oxigén kizárása mellett, nitrát és/vagy nitrit ionok jelenlétében), ahogy azt a (2) egyenlet feltünteti. A folyamatért fakultatívan aerob, heterotróf mikroorganizmusok felelnek.



A hatékony biológiai nitrogén eltávolításhoz tehát szükséges a telepen olyan körülmények megteremtése, ahol a mind a nitrifikáció, mind a denitrifikáció megfelelő intenzitással képes lejátszódni.

2.2.2. A nitrifikáció és befolyásoló tényezői

A nitrifikáció azt a biológiai reakciósort jelenti, amely során aerob körülmények között az ammónium-nitrogénből nitrát-nitrogén keletkezik. A folyamat két autotróf mikroorganizmus nemzetség (Nitrosomonas, Nitrobacter, ma inkább gyűjtőnéven AOB-k) tevékenységének köszönhetően két lépcsőben zajlik, amelyet a (3 a,b,c) összefüggés egyenletei írnak le. [6]



A felszabaduló energia csekély mennyisége miatt a nitrifikációt végző baktériumok szaporodási sebessége jóval kisebb, mint a denitrifikálóké, ezért az iszapkort a nitrifikálók fajlagos növekedési sebességéhez szükséges beállítani a rendszerből való kimosódás elkerülése végett.

A nitrifikáció hatékonyságát, azaz a nitrát termelés sebességét a következő tényezők befolyásolják a legnagyobb mértékben: [7]

- Az iszapkor
- Az oldott oxigén koncentráció
- A pH
- A hőmérséklet
- Az esetleges toxikus anyagok jelenléte és koncentrációja

2.2.3. A denitrifikáció és befolyásoló tényezői

A denitrifikáció az az anyagcsere folyamat, amelynek során a nitrát, mint terminális elektron-akceptor több lépésben elemi nitrogénné redukálódik, és kijut az atmoszférába. A folyamat anoxikus körülmények között zajlik a leghatékonyabban, mivel a denitrifikációt ún. fakultatívan aerob szervezetek végzik, amelyek enzim rendszerüket oxigén távollétében nitrát redukcióra alkalmassá alakítják. [8] Az oxigén jelenléte a denitrifikációt egyrészt közvetlenül metabolikusan (t.i. az oxigén jelenléte a nitrát-reduktáz enzim képződését blokkolja), másrészt kinetikailag is gátolja (t.i. a denitrifikálók a szubsztrát egy részét nitrát helyett oxigénnel fogyasztják el, aminek következtében a denitrifikálható szerves szén koncentrációja csökken). [9]

A BME Alkalmazott Biotechnológia és Élelmiszer-tudományi Tanszéken (ABÉT) korábban végzett kutatások a denitrifikáció oxigénnel való gátlására a (4) összefüggést állították fel. [10]

$$\mu_{DEN} = \mu_{max,H} \eta_g \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \frac{K_{NO_2,2}^I}{K_{NO_2,2}^I + S_{NO_2}} \frac{K_{O_2,2}^I}{K_{O_2,2}^I + S_{O_2}} \quad (4)$$

A μ_{DEN} a heterotróf mikroorganizmusok fajlagos növekedési sebessége; $\mu_{max,H}$ a maximális fajlagos növekedési sebesség; η_g az anoxikus növekedés korrekciós faktora; S_S a rendelkezésre álló, denitrifikációhoz hasznosítható szénforrás reaktorbeli koncentrációja; K_{O_2} a heterotróf mikroorganizmusok oxigénre vonatkoztatott féltelítési állandója (amely jelen esetben egy inhibíciós koefficiens); S_{O_2} az oldott oxigén koncentráció; S_{NO_3} a nitrát koncentráció; K_{NO_3} a nitrátra vonatkozó féltelítési állandó; S_{NO_2} a nitrit koncentráció; K_{NO_2} pedig a nitrite vonatkozó féltelítési állandó. K_S a szubsztrátra vonatkozó féltelítési állandó.

A denitrifikációhoz elengedhetetlen továbbá a megfelelő mennyiségű, jól biodegradálható szervesanyag, mivel a denitrifikálók heterotrófok. Szerves szénforrás hiányában saját tartalék sejtanyagaikat bontják le a szükséges energia biztosítására. Ez azonban sokkal lassabb

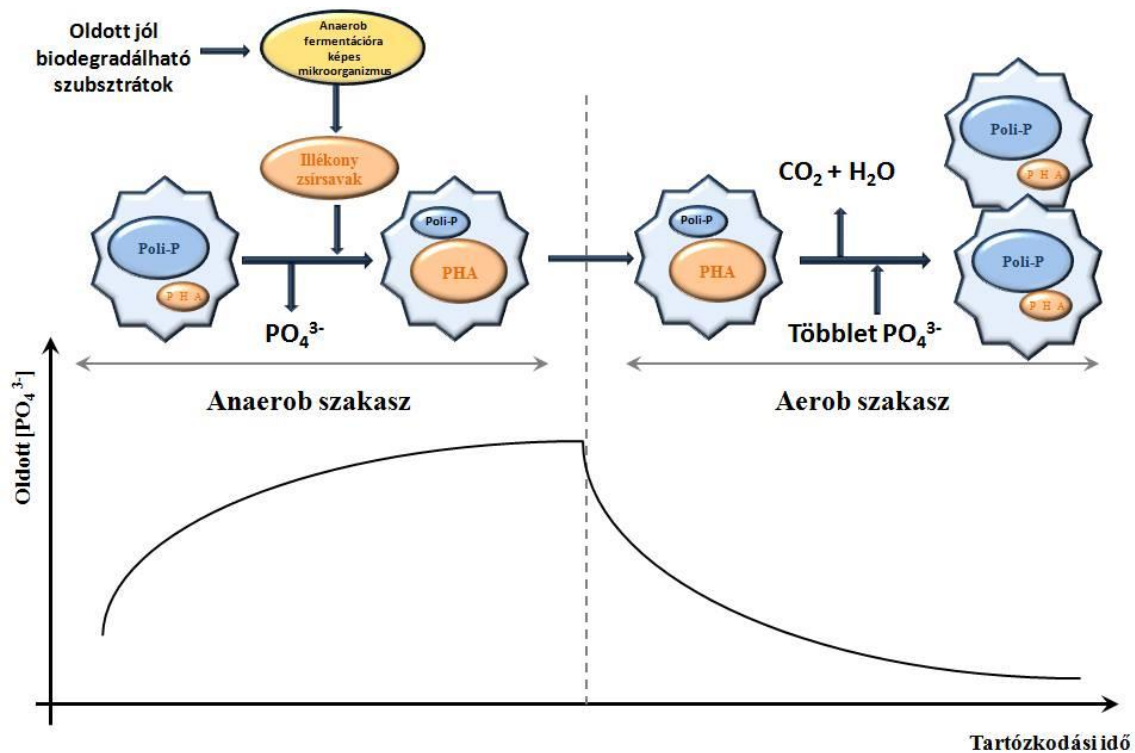
folyamat, mint a szerves anyag felvételtől származó energia hasznosítása, ezért az ilyen ún. endogén denitrifikáció hatékonysága lényegesen kisebb.

2.3. A foszfor eltávolítás folyamatai

2.3.1. A biológiai többletfoszfor eltávolítás

Mivel az eutrofizáció mértékét jelentősen befolyásolja az élővizekbe érkező foszfor szennyezés is, ezért kiemelt figyelmet érdemel a szennyvíztisztító telepeken a foszfor eltávolítása a vízfázisból. Míg a nitrogént az eleveniszapos szennyvíztisztításban csak mikrobiális úton, a foszfort biológiai és kémia módszerrel egyaránt el lehet távolítani. A foszfor biológiai eltávolítása a foszforakkumuláló mikroorganizmusok (PAOs – Phosphorus Accumulating Organisms) segítségével történik. Mindehhez szükség van anaerob és aerob terek váltakozására. Mivel a PAO-k tömegének akár a 35%-át is kiteheti a foszfor, ezért képesek a szennyvíz foszfor koncentrációjának jelentős csökkentésére. [11]

Amint azt a 2. ábra illusztrálja, anaerob körülmények között a PAO-k polifoszfát tartalékaik hidrolíziséből és az így felszabadult ortofoszfát ionok vízfázisba ürítéséből (ún. foszfor visszanyomás) energiát szabadítanak fel jól bontható szervesanyagok, elsősorban illékony zsírsavak (VFA, Volatile Fatty Acids), pl. acetát felvételéhez, amely az oldott, jól biodegradálható szerves szubsztrátból anaerob fermentációra képes mikroorganizmusok által képződik a csatornarendszerben, vagy a tisztítótelep bioreaktorok megelőző műtárgyaiban. [12] Az így elraktározott szerves szubsztrát a sejtben PHA (polihidroxialkanoát) alakban van jelen, amely a sejt növekedéséhez, energiatermeléshez és a többlet foszfát felvételéhez egyaránt szükséges az aerob fázisban. [13, 14] Összességében megállapíthatjuk, hogy az anaerob reaktorban a vízfázisban mérhető foszfát koncentráció növekszik, majd az aerob reaktorban a befolyó foszfát koncentráció alá csökken, amely nettó foszfát fogyasztást eredményez (ld. 2. ábra oldott foszfát koncentráció profilja).



2. ábra. A PAO-k működési mechanizmusa

Különböző szerzők igen széles tartományt adnak meg arra vonatkozólag, hogy 1 mg vagy mol foszfát visszanyomáshoz hány mg vagy mol (DOC-ben, KOI-ban vagy acetátban kifejezett) illékony zsírsav mikrobiális felvétele szükséges. A szerzők által eredetileg különböző mértékegységekben (pl. mol visszanyomott P / mol acetát) megadott szénforrásra vonatkoztatott P visszanyomási adatokat a jobb összehasonlíthatóság érdekében átszámítottuk mg visszanyomott P / mg felvett KOI mértékegységre, és az 1. Táblázatban foglaltuk őket össze.

Fontos megjegyezni, hogy az anaerob reaktorban az egységnyi visszanyomott foszfát mennyisége egységnyi acetátra vetítve jelentősen függ a szennyvíz pH értékétől és Ca^{2+} koncentrációtól. [15, 16] A pH növekedésével a visszanyomott foszfát mennyisége nő egységnyi felvett acetát mennyiségre vetítve, azaz magasabb pH-n a PAO-k több poli-foszfátot hidrolizálnak ugyanannyi jól biodegradálható szerves szubsztrát felvétel elraktározás mellett és, mert az acetát sejtbe való szállításához lúgosabb közegben nagyobb elektromos potenciált kell leküzdeni. [17]

1.Táblázat. *Különböző szerzők által megadott a PAO-k által anaerob fázisban visszanyomott foszfát és eltávolított (felvett) szervesanyag arányára vonatkozóan*

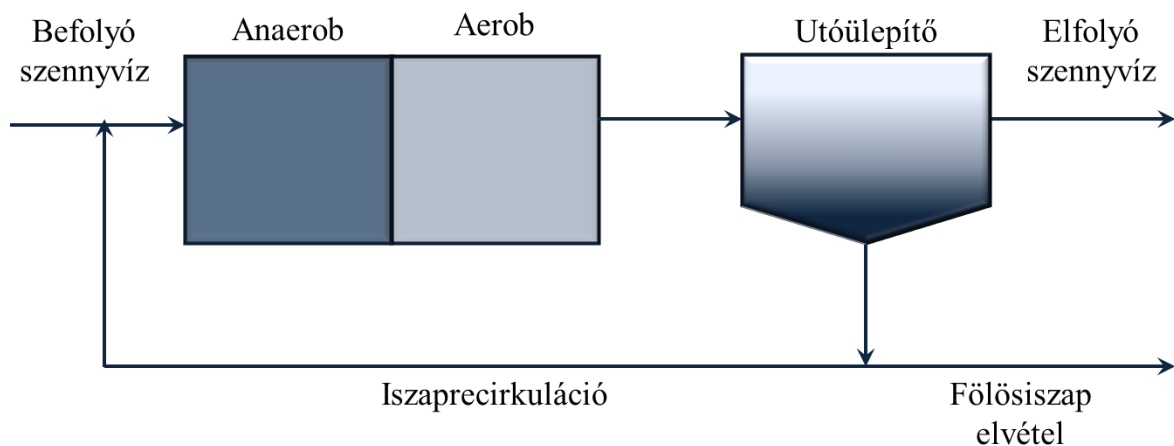
Szerzők	Mért érték	Mértékegység	pH
Wentzel et al., 1989b [18], Smolders et al., 1995, Henze et al., 1999 [19]	0,35-0,55	mg visszanyomott P/ mg felvett KOI	n.a.
Schuler & Jenkins, 2003 [20]	0,01-0,9	mg visszanyomott P/ mg felvett KOI	n.a.
Smolders et al., 1993 [17]	0,35	mg visszanyomott P/ mg felvett KOI	7
Smolders et al., 1993 [17]	0,54	mg visszanyomott P/ mg felvett KOI	7
Smolders et al., 1993 [17]	0,65	mg visszanyomott P/ mg felvett KOI	7,4
Jenkins et al., 1991 [21]	0,27-0,81	mg visszanyomott P/ mg felvett KOI	n.a.

A PAO-k aerob szaporodásához szükséges tápanyag C:N:P aránya 100:14:3 környékén optimális, ezzel szemben a kommunális szennyvizekben az előülepítés után – befolyó szennyvízminőségtől erősen függő, de - általában szénforrásra nézve jóval alacsonyabb, 60:12:3 arány a jellemző, amely a szerves szénforrás elérhetőség szűkösségét vagy hiányát is jelentheti. Hazánk befolyó kommunális szennyvizei általánosan szegénynek mondhatók szerves szénforrás tekintetében [22], de ez a jelenség egyre gyakoribb most már Nyugat-Európában és Észak-Amerikában is. [23]

Szüksz szénforrás rendelkezésre állása esetén olyan rendszerekben, ahol számottevő mennyiségű nitrát van jelen a nem levegőztetett térben, a denitrifikálók elnyomják („kiversenyzik”) a PAO-kat, mivel ugyanazért a szerves szubsztrátért megy a küzdelem. Amennyiben van elegendő szénforrás mindkét folyamathoz, akkor is szükséges lehet a PAO-k támogatása speciális bioreaktor elrendezésen vagy befolyó szennyvíz beadagoláson keresztül a denitrifikáció melletti hatékony biológiai többletfoszfor eltávolítás érdekében. A biológiai többletfoszfor eltávolítást támogató technológiák, az ún. EBPR (Enhanced Biological Phosphorus Removal) rendszerek. A hatékonyság erősen függ a befolyó szennyvíz minőségétől, azaz a befolyó C:N:P aránytól, így a tervezés során az adott helyi viszonyok figyelembe vétele nélkülözhetetlen a beruházás sikeréhez.

A biológiai szennyvíztisztításban rengeteg EBPR rendszer létezik, de alább csak a legelterjedtebb technológiák az ún. A/O (anaerobic/oxic, anaerob/oxikus) vagy más néven Phoredox, A²/O (anaerobic/anoxic/oxic, anaerob/anoxikus/oxikus) és az UCT (University of Cape Town) rendszerek bemutatására szorítkozunk. Előfordulhat, hogy egy szennyvíztisztító telepen e technológiák kombinációja fordul elő, így optimalizálva a különböző szennyező komponensek eltávolítási hatékonyságát.

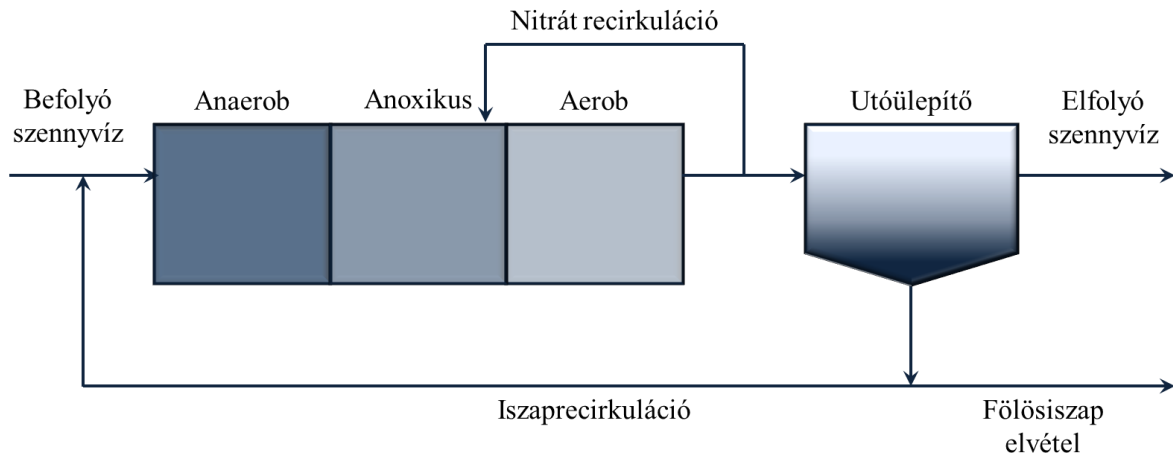
A/O (anaerobic/oxic) technológia a foszfor eltávolításban alap elrendezésnek tekinthető, ami egy anaerob és utána közvetlenül egy aerob medencéből áll, valamint az utóülepítőben leválasztott biomassza nagy részét visszavezetjük a nem levegőztetett bioreaktorba (iszaprecirkuláció), kisebb részét pedig fölösizapként elveszük (ld. 3. ábra). Az anaerob-aerob reaktorsorrend jelentőségét már 1974-ben felismerték. Ugyanakkor az, hogy a nem levegőztetett reaktor anaerob vagy anoxikus üzemben működik-e, az az iszaprecirkulációval visszavezetett nitrát mennyiségétől függ. Az A/O technológia akkor hatékony, ha viszonylag kevés a hátulról visszavezetett nitrát, így amennyiben van elég befolyó szénforrás, a nem levegőztetett reaktor a denitrifikálók mellett helyet és szubsztrátot biztosíthat a PAO-knak is.



3. ábra. Az A/O technológia folyamatábrája

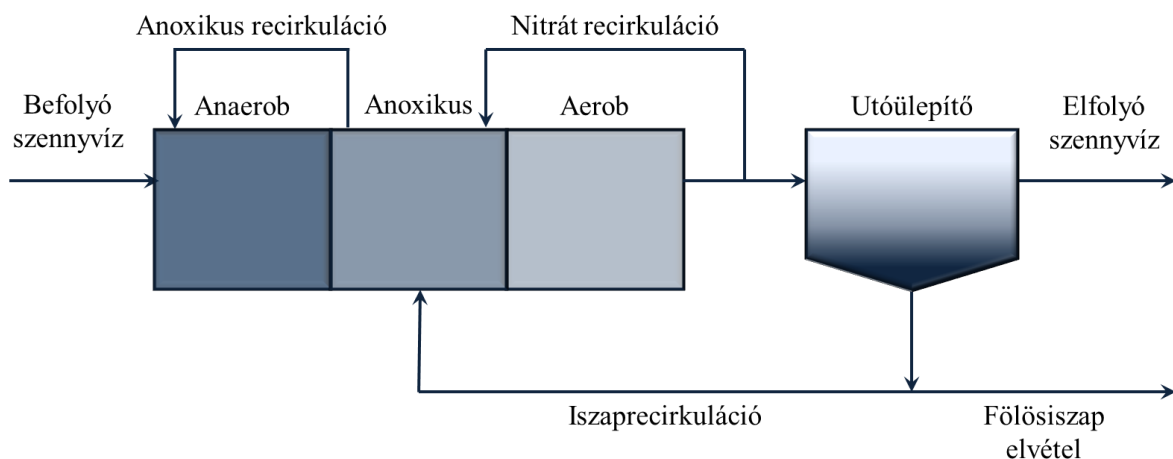
A²/O (anaerobic/anoxic/oxic) technológiában az A/O-hoz képest egy anoxikus medence kerül kialakításra az anaerob medence után (tehát két nem levegőztetett reaktor van a rendszer elején), amelyben denitrifikáció játszódhat le, mivel a nitrát visszavezetése ide történik az aerob zónából. (ld. 4. ábra) A foszfor akkumuláló mikroorganizmusok nitrát jelenléte mellett metabolikus hátrányban vannak az oldott könnyen biodegradálható szerves szubsztrátért folytatott versenyben a denitrifikáló mikroorganizmusokkal szemben, ezért a technológia úgy lett kialakítva, hogy az első nem levegőztetett reaktorban a PAO-k jobban érvényesülhessenek

az által, hogy a nitrát nagy része nem az első, hanem a második nem levegőztetett reaktorba kerül visszavezetésre. Ugyanakkor a biológiai foszfor eltávolítás továbbra is csak akkor lesz hatékony, ha elegendő befolyó szénforrás van a denitrifikálók és a PAO-k számára egyaránt.



4. ábra. Az A²/O technológia folyamatábrája

Az UCT technológia (University of Cape Town Process) (5. ábra) reaktor elrendezése megfelel az A²/O technológiájának, azzal a különbséggel, hogy az iszap recirkuláció sem az első nem levegőztetett medencébe kerül bevezetésre – ez által is segítve annak anaerob üzemmódját –, hanem a második nem levegőztetett (anoxikus) medencébe. A technológia hatékonyságának szűk keresztmetszete ez esetben is a befolyó szerves szénforrás mennyiség.



5. ábra. UCT technológia folyamatábrája

Amennyiben szűkös a befolyó szerves szénforrás, úgy inkább az A/O technológia, ill. az elődenitrifikáció részesítendő előnyben, a foszfor eltávolítás kiegészítő vegyszer adagolással történő segítségével, ugyanis míg a nitrátot csak mikrobiálisan, a foszfort kémiai kicsapással is el

lehet távolítani. Ha a befolyó C:N:P arány kedvező, valamint a recirkulált nitrát mérsékelt mennyiségű, úgy hatékonyak lehetnek az A²/O és az UTC rendszerek.

2.3.2. A kémiai foszfor eltávolítás folyamata

Kémiai eltávolítás a foszfor szervesen foszfát só formájában való kicsapását jelenti rosszul oldódó fém-foszfát alakban, jellemzően többértékű fémionokkal alkotott sók: alumínium-szulfát, vas(II)-szulfát, vas(III)-klorid felhasználásával. Az előbb említett vegyszerek alkalmazása esetén a pH-t 5-6 körüli értéken érdemes tartani, mivel itt a legkisebb a fém-foszfátok oldhatósága.

Hatékony fém-foszfát csapadék kialakulásának folyamata

A kicsapás hatékonysága függ a vegyszer adagolás módjától, amely ideális esetben több lépcsős folyamat. A vegyszer szennyvízzel történő elegyítése egy intenzíven kevert, kis méretű reaktorban (ún. gyors bekeverőben) zajlik rövid tartózkodási idő mellett. Ez az eljárás egyrészt a fém-foszfátok gyors keletkezése, másrészt a fém-hidroxidok képződésének csökkentése miatt szükséges. A fém-foszfátok és fém-hidroxidok kialakulása utáni következő lépés a keletkezett negatívan töltött kolloidális részecskék koagulálása-flokkulálása, ami egy kisebb intenzitással kevert reaktorban, ún. flokkulátorban történik. A flokkulált részecskék leválasztása egy ülepítő és/vagy flotáló és/vagy szűrő műtárgy segítségével történik.

A kombinált biológiai- kémiai szennyvíztisztítás főbb eljárásai, a technológiai megvalósítás lehetőségei

A vegyszeres foszfor eltávolítást a szennyvíztisztításban a fém-só beadagolás és a csapadék leválasztás technológiában elfoglalt helye szerint különböztetik meg, így meghatározhatunk ún. elő-, szimultán- és utókicsapást. A három technológia közül a legnagyobb számban a szimultán kicsapást alkalmazzák.

Előkicsapás, másnéven CEPT (chemically enhanced primary treatment) [24]: Az eljárás a homokfogó vagy az előülepítő műtárgy előtt történő kis dózisú fém-só adagoláson alapul, aminek elsődleges célja a lebegőanyag eltávolítás hatásfokának növelése (akár 60-80%-os mértékig), és ezzel egyidejűleg a biológiailag bontható szervesanyagoknak akár fele, valamint a befolyó foszfor tartalom akár 70 %-a is leválasztásra kerülhet. A jobb ülepíthetőség érdekében az előülepítő előtt szerves polimert is adagolhatnak flokkulálószerként, amely hatására a már kialakult pelyhek méretét megnövelik, ezért könnyebben leválaszthatók. A technológia nagy befolyó C:N arány esetében jól kombinálható a biológiai szennyvízkezeléssel. Az eljárás a nyersiszap mennyiségét növeli, így nagyobb biogáz kihozattal biztosíthat az iszapkezelési

technológiában, valamint a bioreaktorok szervesanyag terhelés csökkentésével az iszapkört növeli, kedvezve ezzel a nitrifikációnak. Ugyanakkor szűkös befolyó szénforrás esetén a denitrifikáció hatékonyságát csökkentheti, mivel a jól biodegradálható szervesanyag egy részét is kicsaphatja.

Szimultán kicsapás esetében a vegyszer bekeverése a biológiai reaktorokba és a recirkuláltatott iszapba történik gyors bekeverő és flokkulátor alkalmazása nélkül, a vegyszer elkeverését a levegőztetés következtében fellépő turbulencia oldja meg. A nem megfelelő elkeverés és a magas lebegőanyag koncentráció miatt, a foszfor kicsapás kisebb hatékonyságú, mint az előkicsapásos eljárásáé. A szimultán kicsapás jóval kevésbé fenyegeti a hatékony denitrifikációt.

A szimultán kicsapás hatékonyabb megvalósítási formája lehet az a megoldás, hogy a vegyszert a leghátsó levegőztetett reaktorból kilépő eleveniszap-tisztított szennyvíz szuszpenzióba adagolják egy kisebb térfogatú zónába, amit valamilyen módon intenzíven átkevernek (pl. durva levegőztetéssel kevert átfolyó kamra). Az innen távozó szuszpenzió egy kis tartózkodási idejű ún. csendes zónát (nincs levegőztetés) követően érkezik az utóülepítőbe. Az ilyen módon történő „hátra” adagolás előnye a szénforrás kicsapásának elkerülése mellett az is, hogy kisebb a veszélye a túladagolásnak, mert bioreaktorok működése (pl. a nem levegőztetett reaktorokbeli foszfor visszanyomás) jól monitorozható, és a vegyszer dózis jobban szabályozható.

Utókicsapás során foszfát kémiai eltávolítása a biológiai szennyvízkezelés után történik. A folyamat kulcs lépése az eleveniszap leválasztása a kémiai kezelés előtt, ezáltal a biológiai és kémiai foszfor eltávolítási rendszerek nincsenek egymásra hatással (a kicsapódott vas-foszfát, ill. az esetlegesen túladagolt vegyszer nem jut be az eleveniszapos reaktorokba), ezért ennél az eljárásnál tapasztaljuk a legjobb szennyezőanyag eltávolítási értékeket az fentebb említett rendszerekhez képest. Ugyanakkor hátránya a magas beruházási és üzemeltetési költség, ugyanis az utóülepítőken kívül a vegyszeres kicsapást követően is szükség van a vas-foszfátot leválasztó további ülepítőkre. [24]

2.4. Az oxigén anoxikus és anaerob folyamatokra gyakorolt hatása

2.4.1. Denitrifikációra gyakorolt hatása

A denitrifikáció anoxikus körülmények között zajlik a leghatékonyabban, hiszen az oxigén jelenléte metabolikusan és kinetikusan is gátolja a folyamatot. 0,09 mg/l oldott oxigén szint

35%-kal, valamint 0,2 mg/l oldott oxigén szint már akár felére csökkentheti a denitrifikáció sebességét, ezért az anoxikus térben fontos minél alacsonyabban - lehetőleg 0 mg/l körül - tartani az oldott oxigén szintet. [25, 10]

Oldott oxigén a következőképpen kerülhet a denitrifikáló térbe: [26]

- Előülepített, befolyó szennyvízzel
- Belső nitrát recirkulációval
- Keveréssel (tölcsérek kialakulása), nem megfelelő szennyvíz/szuszpenzió bevezetéssel
- A nyitott felszínről való beoldódással

Az oxigén denitrifikációra gyakorolt hatása függ:

- Szubsztrát koncentrációtól
- Biomassa koncentrációtól
- A fentiek arányától (ún. F/M arány, Feed-to-Microorganism)
- Hőmérséklettől
- Oxigénátadási sebességtől (OTR, Oxygen Transfer Rate)

Minden esetben elmondható, hogy amíg elegendő befolyó szubsztrát áll rendelkezésre a denitrifikációs folyamat lejátszódásához, addig a reaktor szuszpenzióba való bejutás és beoldódás ellenére az oldott oxigén szint alacsony marad és az oxigén gátló hatása kinetikusan (a szubsztrát egy részének oxidatív elfogyasztásán keresztül) igen, de metabolikusan (azaz megemelkedő oldott oxigén koncentráció formájában) nem érvényesül. A jól biodegradálható szerves anyag felhasználása után, ill. koncentrációjának csökkenésével azonban drasztikusan megnő az oxigén kedvezőtlen befolyása a denitrifikációra. Mivel Magyarországon gyakran alacsony a befolyó jól biodegradálható szerves anyag tartalma [22], továbbá a C:N arány rendkívül ingadozó lehet az éghajlattól, a helyi vízfogyasztási szokásoktól, a befolyó szennyvíz csatornarendszerbeli tartózkodási idejétől függően, ezért ahhoz, hogy pót szénforrás adagolás nélkül alacsony elfolyó nitrát-nitrogén koncentráció legyen elérhető, törekedni kell a hatékony denitrifikációhoz szükséges körülmények szigorú megteremtésére. [10]

Amennyiben nem biztosított a megfelelő mennyiségű befolyó szubsztrát, a magas biomassa koncentráció is mérsékelheti a beoldódó oxigén nem kívánt következményeit. Ebben az esetben ugyanis nagy mennyiségű elpusztuló és hidrolizáló sejtanyag szolgál másodlagos szubsztrátként, ily módon elkerülhető, hogy az endogén denitrifikáció mellett az oldott oxigén koncentrációja a folyamatot jelentősen akadályozó mértékben megemelkedjen. A magas

biomassza koncentráció elegendő szénforrás mellett is kedvező lehet, mivel ez esetben kisebb reaktortérfogattal is elérhető ugyanaz a denitrifikációs hatékonyság, mint az átlagos iszapkoncentráció mellett egy nagyobb reaktorban. [10] Az így előálló alacsony F/M arány azonban az eleveniszap szerkezet szempontjából kedvezőtlen, megemelkedik a fonalasodás veszélye.

Az alacsony hőmérséklet már önmagában sem kedvez a denitrifikáció folyamatának, mivel a denitrifikációs sebesség kisebb lesz, ezen kívül a hőmérséklet csökkenésével nő az oxigén oldhatósága a vízben, ami tovább súlyosbítja a körülményeket. Kedvezőtlen szén-nitrogén arány mellett a denitrifikáció hatékonysága nagymértékben romolhat, ezért szükséges lehet a reaktor lefedése ezzel megakadályozva a felszínről való beoldódást. [10]

Mérsékli az oxigén gátló hatását és ezzel növeli a denitrifikáció hatékonyságát a reaktor tagolása is, mivel a megfelelően tagolt rendszer első reaktoraiban nagyobb szubsztrát koncentráció és így szubsztrát fogyasztási sebesség érhető el, ami a bekerülő oxigén viszonylag gyors elfogyasztását teszi lehetővé, elkerülve ezzel az oldott oxigén koncentráció növekedését, és az ún. low-DO körülmények kialakulását. [10]

2.4.2. Biológiai többletfoszfor eltávolítás anaerob szakaszára gyakorolt hatása

Az oxigén kizárásának szükségessége már elfogadott a laboratóriumi nem levegőztetett rendszerek esetében, a nagy üzemi nem levegőztetett szelektoroknál azonban az oxigén gátló hatását sokáig elhanyagolhatónak tekintették. Mivel az oxigénfogyasztás metabolikus előnnyel rendelkezik, könnyen elnyomja az anoxikus, de az anaerob folyamatokat is, mint amilyen a biológiai többletfoszfor eltávolítás anaerob lépcsője is.. Ez hatás tovább nő, ha alacsony befolyó szubsztrát koncentráció mellett az oldott oxigén szint emelkedik (ún low S - low DO körülmények), különösen alacsony hőmérséklet esetén, amikor az oxigén vízben való oldhatósága megnő. [26, 27]

A legújabb kutatások szerint low S – low DO körülmények között a PAO-k foszfor visszanyomása kisebb mértékű, csökken az aktivitásuk, így romlik a biológiai többletfoszfor eltávolítás hatékonysága is. Nagyüzemi kísérletekben kimutatták, hogy a nem levegőztetett reaktorok lefedése az oxigén felszíni beoldódásának megakadályozásával nagymértékben csökkenti a gátló hatást, ezzel kedvezőbb foszfor visszanyomási hatékonyság, nagyobb PAO aktivitás elérhető el. Fontos megjegyezni továbbá, hogy a low S – low DO körülmény az iszapszerkezetnek sem kedvez, hiszen alacsony szubsztrát koncentrációnál a fonalasoknak előnye van a flokkulensekkel (így a PAO-kkal) szemben is. [26, 27]

2.5. A foszfor kémiai kicsapására alkalmazott vegyszerek hatása az anoxikus és anaerob folyamatokra

2.5.1. Denitrifikációra gyakorolt hatása

Nagyüzemi kísérletekkel bizonyított, a foszfor előkicsapása esetén a denitrifikáció hatékonysága csökkenhet. Ennek oka, hogy a vegyszernek köszönhetően a denitrifikációhoz szükséges szénforrás egy része is eltávolításra kerülhet. Ebből kifolyólag kerülendő a túlzott vegyszeradagolás, különösképpen a befolyó szennyvíz kedvezőtlen C:N aránya esetén. [28]

2.5.2. Biológiai többletfoszfor eltávolításra gyakorolt hatása

A PAO-k a 2. ábrán szemléltetett mechanizmussal a növekedésükhöz szükséges energiamennyiséget fedezik. A túlzott vegyszeradagolás – amellet, hogy az üzemeltetési költséget növeli - ellehetetleníti a PAO-k működését azáltal, hogy vízben levő felesleges szabad vegyszer kicsapja a PAO-k által vízfázisba visszanyomott foszfát ionokat. Ennek következtében a levegőztetett fázisban nem lesz számukra felvehető foszfát, így fokozatosan kiürülnek a polifoszfát raktáraik, a szerves szénforrás felvételéhez szükséges energianyérésük korlátozottá válik, növekedésük lelassul, végül fokozatosan kimosódhatnak a rendszerből. A nagymértékű vegyszer túladagolás következtében akár foszfor hiány is felléphet, ami más mikroorganizmusok működésére is károsan hathat.

2.6. Mérési bizonytalanságok

Olyan eleveniszapos tisztító telepeken, ahol egymás mellett biológiai többletfoszfor eltávolítás és kémiai kicsapás is zajlik, nagy kihívás annak felmérése, hogy a teljes foszfor eltávolítási hatékonyság mely része származik a biokémiai, és mely része a kémiai folyamatból. Ezen a területen általában „sötétben tapogatózás” történik, amely megnehezíti a vegyszeradagolás optimalizálására irányuló próbálkozásokat is, ami pedig fontos cél, az üzemeltetési költségek csökkentése és az esetleges vegyszer túladagolás PAO-kat visszaszorító hatásának elkerülése végett egyaránt. A gyakorlatban gyakran csak a befolyó és az elfolyó foszfát koncentráció mérése rutinszerű, az így előálló adatsor pedig nem tárja fel a sem a biokémiai sem pedig a kémiai folyamat hatékonyságát, nem ad információt például a PAO-k aktivitásáról, és nem lehet tudni, hogy az adott elfolyó koncentráció mindek következtében állt elő. Sok esetben a vegyszer adagolás pontos értéke, valamint a vegyszer biológiai ágankénti eloszlása sem ismert, vagy becslése igen nagy hibával terhelt.

A tervezési és optimalizálási folyamatok a fenti nehézségeken kívül sok esetben további „látens” mintavételi, minta tárolási és mérési hibákkal terheltek [29], az adatok mögött lévő információk hiányoznak (t.i. milyen mintavételből / mérési módszerből származik az érték). Mintázás és mérés tekintetében a foszfát nyomon követése nem egyszerű feladat, nagy körültekintést igényel, amely a mindennapos üzemen sokszor elsikkad, így a telepi adatbázisokból nyert adatsorok gyakran félrevezetőek.

3. Célkitűzések

A kutatás elsődleges célja az volt, hogy **komplex vizsgálatokkal feltárjuk az eleveniszapos foszfor eltávolítási hatékonyság meghatározásának rejtett hibáit és bizonytalanságait**. Az átfogó vizsgálatot olyan nagyüzemi rendszer helyszíni profilmérésein, valamint az abból származó eleveniszappal végzett laboratóriumi szakaszos kísérleteken keresztül végeztük, amelyben a biológiai többletfoszfor eltávolítás mellett vegyszeres foszforkicsapást is alkalmaznak. Az Észak-budapesti Szennyvíztisztító Telepen három különböző üzemmódban működő szekciót vizsgáltunk, ami az összehasonlítás révén lehetővé tette az anomáliák feltárását.

A helyszíni profilmérések céljai a következők voltak:

- **A három megvizsgált nagyüzemi szekció biológiai többletfoszfor eltávolítási hatékonyságának vizsgálata és összehasonlítása.** A szekciók különböző üzemenetéből adódóan előzetesen vizsgálhatónak feltételeztük a bioreaktor kapcsolás (elő-denitrifikáló, ill. A^2/O), valamint a nem levegőztetett reaktorokra vonatkozó lefedés foszfor eltávolítási hatékonyságra gyakorolt hatásának kimutatását.
- A beadagolt **vegyszer szekciók közötti eloszlásának feltárása**, valamint a vegyszeradagolás hatásának vizsgálata a biológiai hatékonyságra és annak kimutathatóságára.
- Annak igazolása, hogy a foszfor eltávolítási hatékonyság adekvát megállapításához **szükséges a megfelelően kivitelezett mintavétel és minta-előkészítés**, valamint a **teljes profilmérés** a biológiai reaktorsoron.

A laboratóriumi szakaszos kísérletek végzésével céljaink a következők voltak:

- A nagyüzemi rendszer egyes szekcióinak eltérő üzemenetétől (pl. eltérő levegőztetés beállítások, nem egyforma hidraulikai ill. szervesanyag terhelés, stb.) független vizsgálatok végzése, hogy **teljesen azonos körülmények biztosításával, bőséges szerves szénforrás mellett** információt kaphassunk az egyes nagyüzemi szekciókban elszaporodott **biomassza biológiai többletfoszfor eltávolítási** (azaz a PAO-k) **aktivitására**.
- Azonos szénforrás elérhetőség mellett megvizsgáljuk **a vegyszeradagolás hatását a biológiai többletfoszfor eltávolításra**.
- Információt szerezzünk **a vegyszer bekeverés foszfor kicsapásra gyakorolt hatásáról**.

- Bőséges beadagolt szénforrás mellett **tanulmányozzuk a bioreaktor lefedés hatását**, és a nyitott rendszerekben **megbecsüljük a felszínen beoldódó oxigénnel elfogyasztott jól biodegradálható KOI mennyiségét**.
- Megbecsüljük, és irodalmi adatokkal összehasonlítsuk a nem levegőztetett fázisban **visszanyomott foszfor és felvett szerves szubsztrát arányát**.

A **kutatómunka átfogó célja az volt, hogy** az eleveniszapos foszforeltávolítási hatékonyság meghatározásának kulcsszereplőit megvizsgáljuk, a hibákat feltárjuk, és ezzel olyan **komplex metodikára adjunk javaslatot, amely alkalmas eszköz** lehet a biológiai többletfoszfor eltávolítás optimalizálására, a vegyszeradagolás helyének meghatározására, a vegyszerfelhasználás minimalizálására, így tehát **a költségkímélő foszfor eltávolítási hatékonyság növelésre**. Miután Budapest nagy szennyvíztisztító telepein a vegyszeradagolás heti szinten több milliós kiadást jelent, így **már néhány százalékos felhasználás csökkentés is igen jelentős** (akár évi tízmilliós nagyságrendű) **megtakarítást jelenthet** az üzemeltetőnek.

4. A vizsgált nagyüzemi szennyvíztisztító telep bemutatása, a kísérletek előzményei

A Fővárosi Csatornázási Művek Észak-budapesti Szennyvíztisztító Telepén 1986-tól biológiai szennyvíztisztítás folyik. A telep naponta 200 ezer m³ szennyvíz befogadására és kezelésére képes a 1999 és 2002 között megvalósuló kapacitásbővítésnek - új ág építésének – köszönhetően (ld. 6. ábra). A nagyüzemi kísérleteinkhez a mintákat a régi ágról vettük. A beérkezett szennyvíz először egy többlépcsős mechanikai kezeléssel megy keresztül, melynek során a durva, darabos szennyeződések távolítják el, majd a homok- és zsírfogó műtárgy után ún. Sedipac típusú előülepítőbe kerül. Az előülepítő után vas(III)-klorid adagolással kémiai foszfor eltávolítás történik. Az előülepített szennyvizet két részre osztják, majd egymástól kismértékben eltérő technológiájú eleveniszapos biológiai tisztítást végeznek. A két tisztítóág utóülepítőiből a tisztított víz perforált csöveken, illetve bukóéleken keresztül jut a klórozó csatornába, majd a végaknán keresztül a Dunába. [30] Az 6. ábra mutatja az új és a régi ág elhelyezkedését továbbá a régi ág kutatás során vizsgált I., II., III. eleveniszapos szekcióit. 2008-tól a fölösiszapból és az egyéb telepre érkező szerves hulladékból keletkező biogázt elektromos és hőenergia előállításra használják fel.

Az új és a régi ág 1-1 szekciójának nem levegőztetett medencéi a közelmúltban, a világon elsőként kísérleti jelleggel le lettek fedve speciális úszó fedéllel. [26] A kísérletek során úszó fedél borította a régi ág II. szekciójának nem levegőztetett reaktorait.



6. ábra. Az Észak-budapesti Szennyvíztisztító Telep látképe, víztisztítási vonalának régi és új ágai

A Régi ágon üzemelő négy szekcióból három elődenitrifikáló (ill. a kevés visszavezetett nitrát miatt A/O) elrendezésű (II., III. és IV. szekciók), azaz a nitrát recirkuláció az első, nem levegőztetett reaktorba van visszavezetve. Ez a bioreaktor elrendezés nagymennyiségű nitrát előre vezetése esetén elsősorban a denitrifikációnak kedvez, ugyanakkor teret hagy a PAO-k működésének is. Amennyiben kedvezően alakul a befolyó szennyvíz szén, nitrogén és foszfor aránya, a hatékony denitrifikáció mellett intenzív biológiai többletfoszfor eltávolítás is megvalósulhat, ugyanakkor a denitrifikációs lépések szempontjából biztonságosabb üzem eredményez.

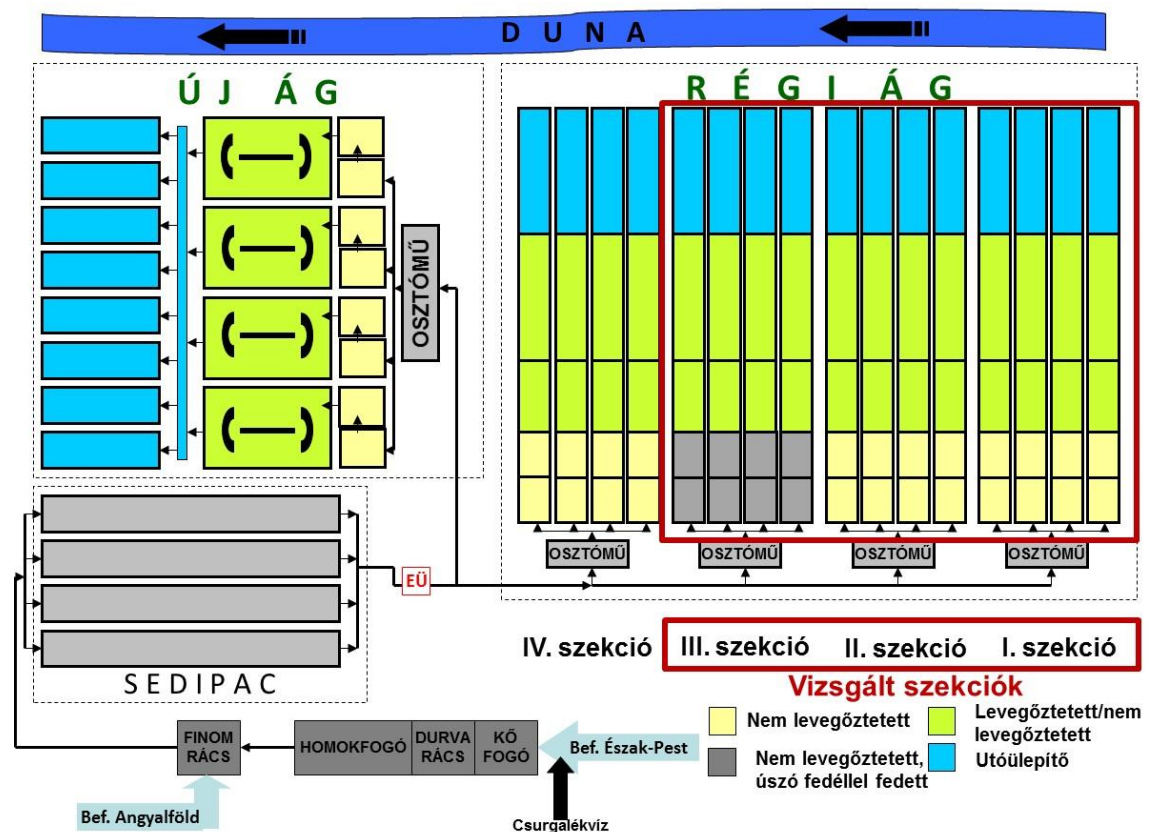
A Régi ág I. szekcióját Üzemeltető A²/O kapcsolásúvá alakította át, ezért ezen a szekción a második nem levegőztetett reaktorba vezetik az iszaprecirkulációt, így az első nem levegőztetett reaktorba csak az iszaprecirkulációval érkező csekély mennyiségű nitrát, ennek megfelelően az első reaktor nagyobb eséllyel válhat anaerobbá. Ez az elrendezés a PAO-k növekedésének kedvez, ugyanakkor magas visszavezetett nitrát koncentrációk esetén a denitrifikációs hatékonyság nagymértékben csökkenhet, magas elfolyó nitrát koncentrációt eredményezve. Miután **a Régi ág szekcióinak aerob reaktorai váltakozó üzemben levegőztetnek**, a hátról visszavezetett nitrát koncentrációja viszonylag alacsony lehet, így az A²/O elrendezés nitrogén eltávolításra vonatkozó kockázatai is csökkenhetnek.

5. Felhasznált anyagok és alkalmazott módszerek

5.1. Nagyüzemi szennyezőanyag koncentráció profil mérések kivitelezése

A vizsgált szekciókat a kutatás során a 4. fejezetben leírtak alapján a következőképpen neveztük el. A Régi ág I. szekciója a többitől eltérő kapcsolása miatt az **I. A²/O szekció** nevet kapta. A Telepen az úszó fedéllel kapcsolatos, ezen kutatáson kívüli, az elmúlt két évben zajló egyéb kísérletek folytán a Régi ág nem fedett A/O kapcsolású II. szekcióját **II. Referencia szekciónak**, a Régi ág fedett nem levegőztetett reaktorokkal rendelkező A/O kapcsolású III. szekcióját pedig **III. Kísérleti szekciónak** neveztük. A továbbiakban ezeket az elnevezéseket használjuk következetesen.

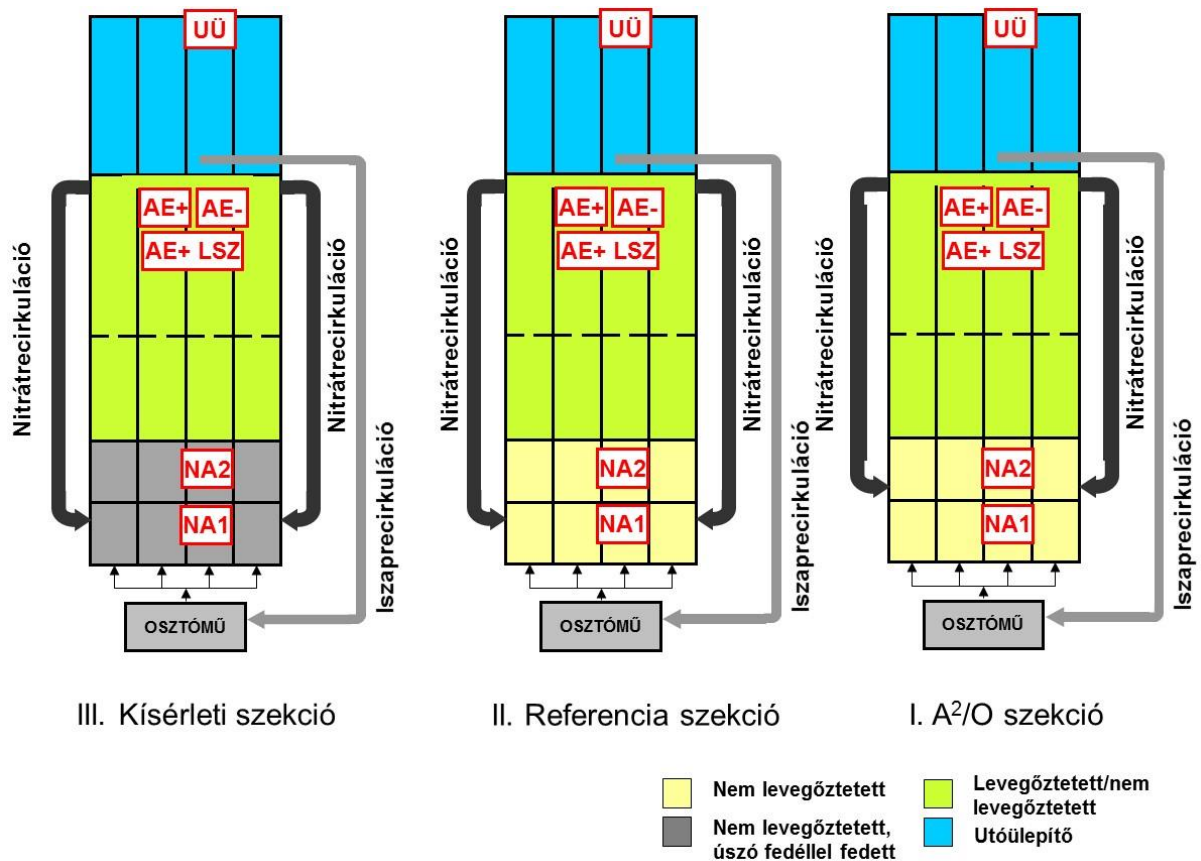
Az 7. ábra mutatja be a víztisztítási vonal egyes szekcióinak elhelyezkedését, a szennyvíztisztítási folyamatot, valamint az egyes szekciók reaktorainak sorrendjét és üzemelési állapotát, ill. a III. Kísérleti szekció lefedésre került reaktorait.



7. ábra. A régi ág megvizsgált szekcióinak elhelyezkedése a technológiában

A profilmérések célja az volt, hogy feltérképezzük a biológiai és kémiai foszfor eltávolítás folyamatát a Régi ág egyes szekcióin, információt kapjunk a vízvonlra adagolt (vagy oda közvetetten - az iszapvonalról - átkerülő) vegyszer mennyiségéről, bioreaktorokbeli

koncentrációjáról (szekciónkénti eloszlásáról) valamint a vegyszeres kicsapás biológiai folyamatok indikátoraira gyakorolt torzító hatásáról. Ennek feltérképezése érdekében a 8. ábrán feltüntetett pontokon (ld. piros négyzetek) hajtottunk végre mintavételezést.



8. ábra. Az Észak-budapesti Szennyvíztisztító Telep profilmérései során vizsgált szekcióinak kapcsolási rajza és a mintavételi pontok

Annak érdekében, hogy a biológiai többletfoszfor eltávolításról valamint a vegyszeres kicsapás hatásáról pontosabb képet kapjunk, három alkalommal (2015.07.21-én, 2015.07.23-án és 2015.07.28-án) végeztünk nagyüzemi profilméréseket a 2. Táblázatban feltüntetett pontokról vett minták felsorolt paraméterekre vonatkozó analízisével a Régi ág I. A²/O, II. Referencia és III. Kísérleti szekciói esetében.

A mintákat az azonos technológiai pontokról a 3 vizsgált szekció esetében közel egy időben vettük, kivéve a váltakozó üzemben levegőztetett reaktorokat, ahol azt tartottuk szem előtt, hogy a mintavétel a ciklusokon belül az üzemmenet váltásokat követően ugyanannyi idő elteltével történjen.

2. Táblázat. *A helyszíni profilmérések mintavételi helyei, valamint a minta előkészítési és mérési alapadatok*

Minta jele	Mintavételi hely (üzemmenet)	Minta előkészítés és tartósítás	Mért paraméterek
NA 1.	Első nem levegőztetett reaktor	Azonnali helyszíni szűrés (vasra azonnali savazás), ill. nitrátra azonnali bepárlás	PO ₄ P, NH ₄ N, NO ₂ N, NO ₃ N, összes Fe, oldott Fe
NA 2.	Második nem levegőztetett reaktor	Azonnali helyszíni szűrés, ill. nitrátra azonnali bepárlás	PO ₄ P, NH ₄ N, NO ₂ N, NO ₃ N
AE+	Második levegőztetett reaktor az utóülepítőbe való átfolyás előtti részen (levegőztetett fázis , min. 45 perc levegőztetést követően)	Azonnali helyszíni szűrés, ill. nitrátra azonnali bepárlás	PO ₄ P, NH ₄ N, NO ₂ N, NO ₃ N
AE+ LSZ (laborban szűrt)	Második levegőztetett reaktor az utóülepítőbe való átfolyás előtti részen (levegőztetett fázis , min. 45 perc levegőztetést követően)	Az AE+ minta azonos merítéséből iszaposan eltett minta, amit csak később a laboratóriumi feldolgozás során szűrtünk.	PO ₄ P
AE-	Második levegőztetett reaktor az utóülepítőbe való átfolyás előtti részen (nem levegőztetett fázis 45-50. perce között)	Azonnali helyszíni szűrés, ill. nitrátra azonnali bepárlás	PO ₄ P, NH ₄ N, NO ₂ N, NO ₃ N
UÜ	Utóülepítőről elfolyó, tisztított szennyvíz	Azonnali helyszíni szűrés, ill. nitrátra azonnali bepárlás	PO ₄ P, NH ₄ N, NO ₂ N, NO ₃ N

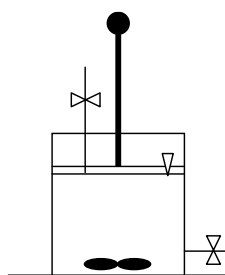
5.2. Mintavétel

A mintákat minden szekció esetében a második folyosókról vettük. A levett mintákat a mintavételt követően redős szűrőpapíron azonnal leszűrtük annak érdekében, hogy az eleveniszap szuszpenzió ne változtassa meg a minták minőségét az analízisig. Ez alól kivételt képeztek az *AE+LSZ* jelölésű minták (ezeket nem szűrtük), mert azok esetében cél volt annak vizsgálata, hogy az iszapos mintában a mintavétel és az analízis közötti idő alatt végbemenő biokémiai változásokat kimutassuk.

Összes és oldott vas koncentráció méréshez a vonatkozó MSZ alapján kénsavas tartósítást alkalmaztunk, az első nem levegőztetett medencékből vett szüretlen mintákra.

5.3. Laboratóriumi szakaszos üzemű modellkísérletek

A szakaszos modellkísérletekhez két féle reaktorokat alkalmaztunk: légtérre nyitott és a Jobbágy Andrea által kifejlesztett, 9. ábrán látható ún. zero-headspace reaktorokat, melynek segítségével a felszínről beoldódó oxigén gátló hatása kizárható. Az oxigénmentes környezetet a fedélként szolgáló dugattyú biztosítja. A 12,5 cm belső átmérőjű és 25 cm magas, dugattyú kialakítású reaktor átlátszó műanyagból készült. A reaktoron három nyílás található összesen, amelyből kettő nyílás a dugattyún van, a harmadik (alsó) csap a mintavételezést teszi lehetővé. A dugattyún kialakított nyílások közül a csapteleppel ellátott a különböző végtermékként keletkező gázok (nitrogén gáz) kivezetésére szolgál, míg a dugóval ellátott nyílásra a vegyszerek beadagolhatósága miatt van szükség, ami esetünkben nátrium-acetát és vas(III)-klorid volt.



9. ábra. „Zero-headspace” reaktor [31]

A kísérleteket az első két alkalommal (2015.07.06-án és 2015.07.08-án indított kísérletek) csak zero-headspace reaktorokban, a *II. Referencia* és a *III. Kísérleti* szekciók eleveniszapjával végeztük (alkalmanként 4 db zero-headspace reaktor), így lehetőség nyílt a két szekcióban kialakult eleveniszap populáció foszfor visszanyomási kapacitásának összehasonlítására. A

harmadik alkalommal (2015.08.11-én indított kísérlet) csak a *III. Kísérleti* szekció iszapját alkalmaztuk a vegyszeradagolás hatásának vizsgálatára 2 db zero-headspace reaktor indításával, míg a negyedik alkalommal (2015.09.23-án indított kísérlet) szintén csak a *III. Kísérleti* szekció biomasszáját használva két nyitott és két fedett (zero-headspace) reaktort indítottunk, hogy a vegyszeradagolás hatása mellett a felszínről beoldódó oxigén gátló hatását is megvizsgáljuk a foszfát visszanyomásra és az oldott szerves szubsztrát fogyasztására.

A szakaszos modellkísérletek lépéseit a *10. ábra* mutatja be részletesen az első két (07.06-án és 07.08-án indított) kísérlet mintáján. A másik két kísérletben a manipuláció lépései megegyeztek, de a kísérleti reaktorok száma, az alkalmazott biomassza származása (t.i. melyik szekcióról) ill. nyitott vagy fedett állapota eltért, az előző bekezdésben leírtak szerint.

A szakaszos kísérleti rendszerek összeállításának alapadatait a 3. Táblázatban foglaltuk össze.

3.Táblázat. A laboratóriumi szakaszos kísérletek összeállításának alapadatai

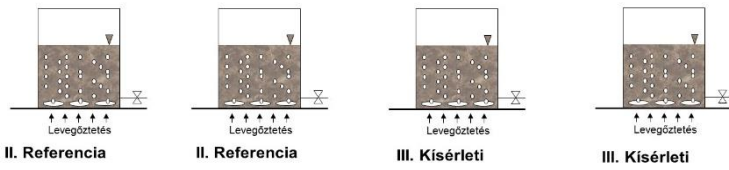
Kísérletindítás dátuma	Kísérleti reaktorok száma	Kísérleti reaktorok üzeme	Alkalmazott biomassza	Vegyszer-adagolás (intenzív bekeverés: <i>van/nincs</i>)
2015.07.06.	4	Fedett (4)	II. és III. szekciók	4-ből 2 rendszerbe (<i>nincs</i>)
2015.07.08.	4	Fedett (4)	II. és III. szekciók	4-ből 2 rendszerbe (<i>nincs</i>)
2015.08.11.	2	Fedett (4)	III. szekció	2-ből az egyik rendszerbe (<i>nincs</i>)
2015.09.23.	4	Nyitott (2), fedett (2)	III. szekció	4-ből 2 rendszerbe (<i>van</i>)

Az egyes szekciók második, nem levegőztetett reaktoraiból behozott **iszapmintáit 1,5-2 órán át levegőztettük, majd a mintákat az első három kísérlet alkalmával a fedett (zero-headspace) reaktorokba, a negyedik kísérlet alkalmával fedett és nyitott reaktorokba töltöttük.** A kísérletek kezdetekor jól biodegradálható, szerves szénforrást (Na-acetát) adagoltunk be viszonylag nagy mennyiségben (200 mg acetát/l), hogy a rendszerek mindenképpen szénforrás felesleg mellett működjenek. A nem levegőztetett fázis kb. 20 órán

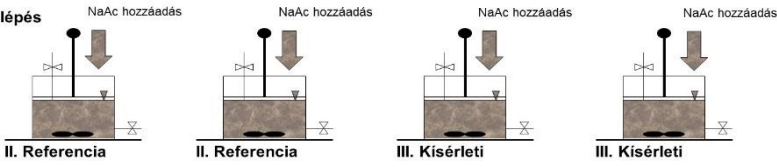
át tartott rendszeres mintavétellel. Minden mintavétel esetében az azonnal centrifugált és szűrt mintákból nitrátot és foszfátot és a szeptember 23-án indított kísérlet esetében DOC-t (Dissolved Organic Carbon: oldott szerves szén tartalom) és DO-t (Dissolved Oxygen: oldott oxigén) is meghatároztunk. A második fellevegőztetésig az első két kísérlet alkalmával, mind a négy rendszert egyformán, fedett állapotban működtettük. Ezt követően mind a *II. Referencia*, mind pedig a *III. Kísérleti* rendszerekből származó iszappal működő 2-2 modellrendszer közül kiválasztott 1-1 reaktorba technológiai (35-40 m/m %-os) Fe(III)Cl_3 oldatot adagoltunk (ld. *II. Referencia* + FeCl_3 és *III. Kísérleti* + FeCl_3 rendszerek), majd hagytuk még az iszapot a reaktorokban kb. 15-20 percen át mechanikai keverésben. A harmadik kísérlet alkalmával ugyanígy jártunk el a két fedett rendszer *III. Kísérleti* szekcióból származó biomasszával való üzemeltetésével. A negyedik kísérlet alkalmával a két nyitott és két fedett reaktort az előzőekhez hasonlóan üzemeltettük a *III. Kísérleti* szekcióból származó iszappal, majd egy nyitott és egy fedett reaktorba a korábbiakhoz hasonlóan adagoltunk Fe(III)Cl_3 oldatot. A negyedik kísérlet esetében a beadagolást követően kb. 3 percig igen intenzív keverést biztosítottunk a reaktorokban.

A beadagolt 35-40 g/g %-os vas-klorid oldat mennyiségét minden alkalommal úgy állítottuk be, hogy a nem levegőztetett fázis végén előálló (vízfázisba visszanyomott) foszfát mennyiség közel teljes lecsapásához elegendő legyen, azonban az elméleti értékhez képest sztöchiometriailag inkább enyhén alul adagoljunk. Ezt követően minden reaktort szuszpenziót intenzíven fellevegőztettünk és úgy tartottunk 1,5-2 órán keresztül, nagy, 4-5 mg/l oldott oxigén koncentrációt biztosítva, majd újabb 200 mg acetát/l reaktorbeli kiindulási koncentrációt célzó szervesanyag mennyiség beadagolásával újraindítottuk a P-visszanyomási kísérletet, amit újabb kb. 20 órán keresztül futtattunk a vízfázisban jelen lévő nitrát és foszfát koncentrációk gyakori mérésével. A kísérletek végén a szuszpenziókat 1,5-2 órán át újra intenzíven fellevegőztettük, és levettük az utolsó mintákat.

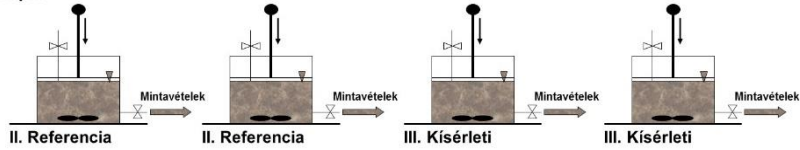
1. lépés



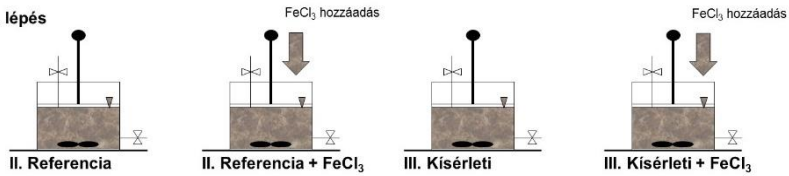
2. lépés



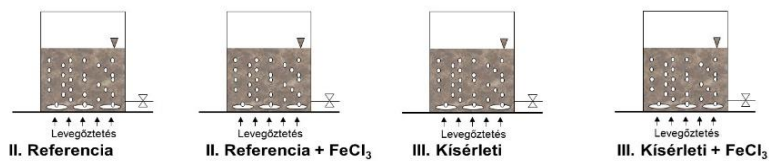
3. lépés



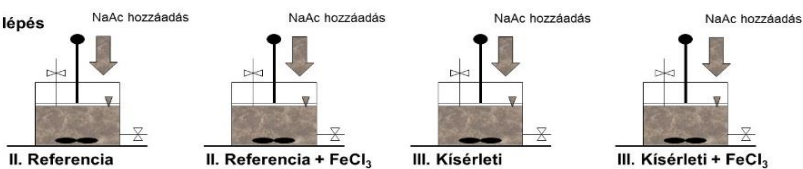
4. lépés



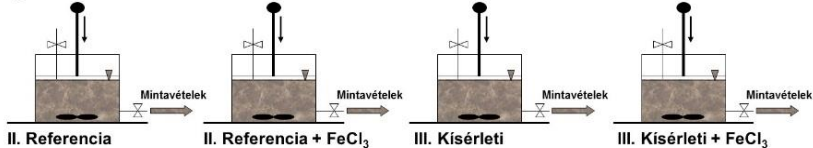
5. lépés



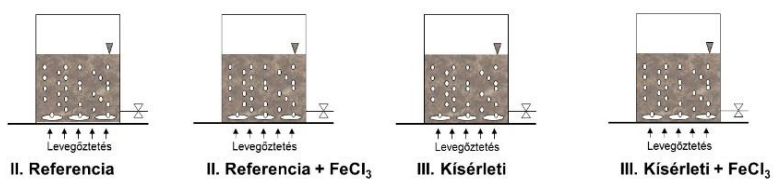
6. lépés



7. lépés



8. lépés



10. ábra. A laboratóriumi szakaszos kísérletek lépései az első két (07.06-án és 07.08-án indított) kísérlet mintáján

5.4. Analitikai mérési módszerek leírása

A hőmérséklet, a pH és az oldott oxigén koncentráció meghatározása

Ezeket a jellemzőket egy WTW gyártmányú kombinált, kézi analitikai műszerrel mértük, amely ellenállás hőmérőt, pH mérő üvegelektrodát és oxigénelektrodát tartalmazott.

Az ammóniumion koncentráció meghatározása

A mérést az MSZ 260/9-1988 szabvány alapján a következőképpen hajtottuk végre: 1 cm³ szűrt mintához 4 cm³ szalicilát reagenst (32,5 g nátrium-szalicilát, 32,5 g trinátrium-citrát és 0,24 g nitroprussid-nátrium 250 cm³ desztillált vízben oldva) pipettáztunk, 4 cm³ oxidáló reagenst (8 g nátrium-hidroxid és 0,5 g nátrium-diklór-izocianurát (C₃N₃C₁₂O₃Na) 250 cm³ desztillált vízben oldva) mértünk hozzá, és gondosan elegyítettük. Ezután kiegészítettük térfogatát 50 cm³-re, majd alaposan összekevertük. A 60 perces várakozási idő letelte után a minták abszorbanciáját vakpróbával szemben 670 nm-en mértük, amely utóbbit a mintákkal azonos módon desztillált vízből készítettük.

A nitrát ion koncentráció meghatározása

A nitrát ion koncentráció kolorimetriás meghatározását az alábbi módon végeztük: 10 cm³ szűrt mintát 1 cm³ nátrium-szalicilát oldattal (1 g nátrium-szalicilát 100 cm³ desztillált vízben) főzőpohárban elektromos melegítőlapon szárazra pároltunk. Lehűtés után a száraz maradékot 1 cm³ koncentrált kénsavval visszaoldottuk. 42 cm³ desztillált vízzel való hígítás után hozzáadtunk 7 cm³ 10 M nátrium-hidroxid oldatot és alaposan elegyítettük. A minták extinkcióját 410 nm-en mértük, az ugyanígy kezelt vakpróbával szemben.

A nitrit ion koncentráció meghatározása

A nitrit ion koncentráció meghatározást 10 cm³ minta felhasználásával végeztük: a mintát elegyítettük 1 cm³ szulfanil-amid reagenssel, majd állni hagytuk 8 percig. Az elegyhez adtunk 1 cm³ NAD oldatot (N-(1-naftil)-etilén-diamin-dihidro-klorid), majd 33 cm³ desztillált vizet és 20 percig várakoztunk. Ezután 50 cm³-re kiegészítettük a mintákat és vakpróba ellenében 340 nm-en fotometriásan mértük.

Az ortofoszfát koncentráció meghatározása

A meghatározást az MSZ EN 1189:1998 szabvány szerint az alábbi módon hajtottuk végre: 1 cm³ szűrt vizsgálati mintát pipettáztunk 50 cm³-es mérőlombikba, és desztillált vízzel kb. 40 cm³-re hígítottuk fel. Az így kapott hígított mintához rázás közben 1 cm³ aszkorbinsav oldatot (10 g aszkorbinsav – C₆H₈O₆ – 100 cm³ desztillált vízben), majd 2 cm³ savas molibdenát I.

reagenst (13 g ammónium-heptamolibdenát – víz (1:4) $[(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}]$ 100 cm³ vízben, 0,35 g kálium-antimon(III)-tartarát – víz (1:4) $[\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 0,5\text{H}_2\text{O}]$ 100 cm³ vízben, 300 cm³ 9 mol/l-es kénsav oldat) adtunk. A lombikot jelig töltöttük, és jól összeráztuk. Végül 880 nm-en 20-30 perc eltelte után megmértük az oldatok extinkcióját az ugyanígy kezelt vakpróbával szemben. Az abszorbanciából a koncentrációt az előzőleg felvett és a fotométerbe elmentett kalibrációs görbe segítségével határoztuk meg.

Oldott szerves széntartalom (DOC) meghatározása

A centrifugált és szűrt mintákból a kisavazott mintatartókba kb. 40 ml-t töltöttünk, minden mintából 2 ismétlést mérettünk az automata mintaadagolóval ellátott Elementar High TOC típusú analitikai berendezéssel.

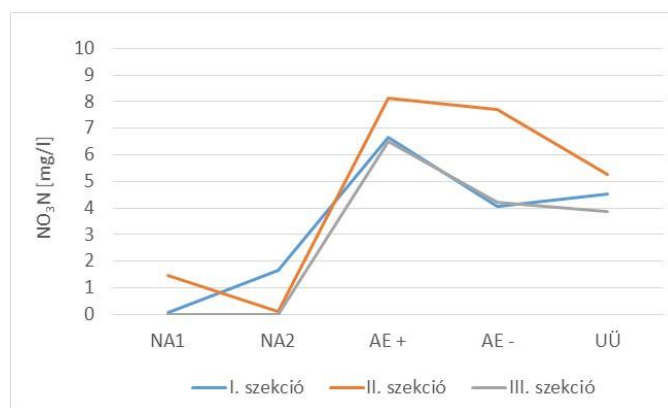
Összes és oldott vas koncentráció meghatározása

Az összes és oldott vas koncentráció meghatározását MSZ 1484-3 szabvány szerint végeztük, amit az Üzemeltető észak-budapesti akkreditált laboratóriuma tett lehetővé. A kénsavval tartósított iszap szuszpenziót zárt mikrohullámú roncsolóban tártuk fel. A mikrohullámú feltárási edénybe 40 ml mintához 3 ml salétromsavat és 2 ml hidrogén-peroxidot adagoltunk, majd a mikrohullámú roncsolóba helyeztük a kezelési útmutatások szerint. Az elroncsolt mintát hűlni hagytuk, majd 0,45 µm-es pórusméretű membránszűrőn leszűrtük, a szűrletet 50 ml-es mérőlombikba mostuk át, amit aztán desztillált vízzel jelig töltöttük. A minta vas-tartalmát láng atomabszorpciós spektrometriás (FAAS) módszerrel határoztuk meg 248,3 nm hullámhosszon.

6. Eredmények bemutatása és értékelése

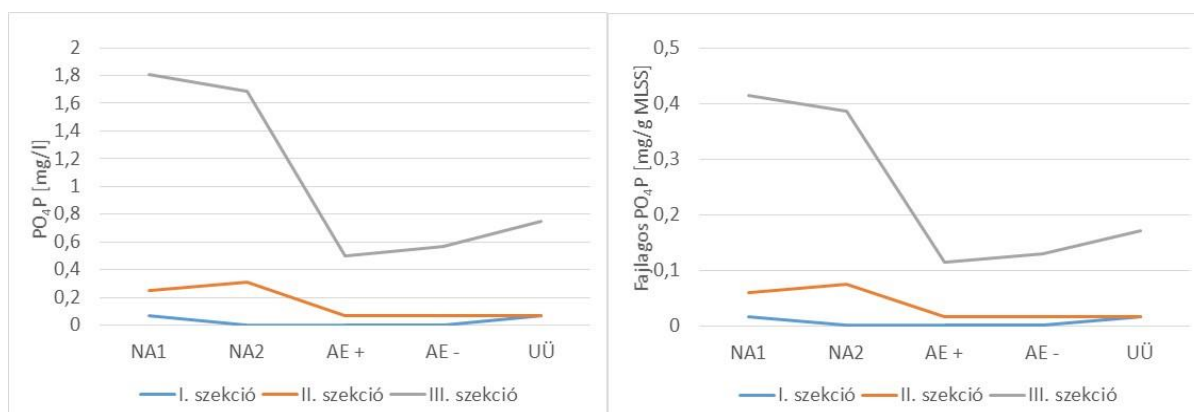
6.1. A helyszíni profilmérések eredményei

A 07.21-én végzett profilmérés alkalmával a 11. ábra nitrát koncentráció lefutása szerint a **legjobb denitrifikációs hatékonyságot a III. Kísérleti szekció mutatta, ahol már az első nem levegőztetett reaktorban eltűnt a visszavezetett nitrát.** A II. Referencia szekció azonos elrendezéssel a második nem levegőztetett reaktorban érte el a kimutathatóság határát. **Az I. szekcióban** az A²/O üzemből adódóan a nitrát nagy része a második nem levegőztetett reaktorba került visszavezetésre, koncentrációja nem csökken nullára, és a szennyvíz viszonylag magas (közel 2 mg NO₃N/l-es) értékkel hagyja el az anoxikus zónát, **az elődenitrifikáció hatékonysága nem volt kielégítő.** **Az elfolyó koncentrációk tekintetében a III. Kísérleti szekció adta a legkedvezőbb nitrát értéket** – ennek okaként a nem levegőztetett reaktorok úszó fedelének jótékony hatása is feltételezhető. Az I. A²/O szekció elfolyó nitrát koncentrációja magasabb volt, de az elfolyóbeli különbség kisebbnek adódott, mint a második nem levegőztetett reaktorokbeli értékek közötti eltérés, ami feltételezhetően a váltakozva levegőztetett reaktorokban történő szimultán denitrifikáció kiegyenlítő hatásának köszönhető.



11. ábra. Nitrát koncentráció profilkok az I., II. és III. szekciókban 07.21-én

A 12. a és b ábrákon feltüntetett ortofoszfát koncentráció profil nem támasztotta alá azt a feltételezésünket, hogy az I. A²/O szekció biológiai foszforeltávolítást támogató bioreaktor elrendezése intenzívebb PAO aktivitást mutatna. Bár a biológiai többlet P eltávolítást egyébként egyértelműen jellemző P visszanyomás értékek mindhárom rendszerben alacsonynak adódtak, **a legerősebb P visszanyomás – P felvétel aktivitást a III. Kísérleti szekció mutatta.** Mivel a mért iszapkoncentrációk az egyes szekciókban közel azonosak voltak, a fajlagos P koncentráció görbék követték az abszolút értékek lefutását.

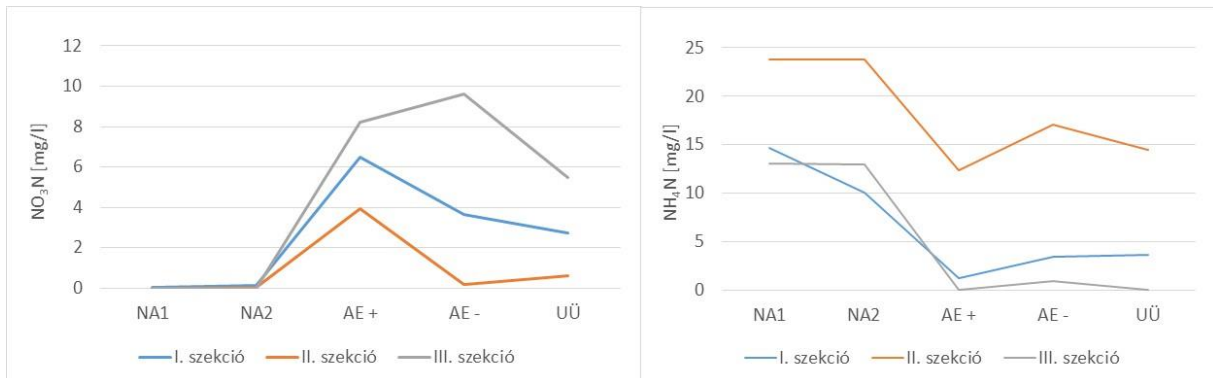


12. ábra. a) Foszfát koncentráció profilok és b) azok iszapkoncentrációra vonatkoztatott fajlagos értékei az I., II. és III. szekciókban 07.21-én

Fontos megjegyezni, hogy a legalacsonyabb elfolyó PO₄P koncentrációt mutató I. A²/O szekció esetében gyakorlatilag nem beszélhetünk oldott P-profilról, az értékek mindvégig a kimutathatóság határán ingadoztak, esetenként az alsó méréshatár alatt voltak. Az I. A²/O és II. Referencia szekciók elfolyójában mért rendkívül alacsony PO₄P koncentráció (0,07 mg/l) általában csak nagy mennyiségű vegyszer jelenlétében állhat elő. Érdekes további észrevétel, hogy éppen a legnagyobb PAO aktivitást mutató III. Kísérleti szekció elfolyó PO₄P koncentrációja mutatkozott a legmagasabbnak, bár az is rendkívül alacsonynak (0,75 mg/l) adódott. Ennek oka lehet a viszonylag kisebb mennyiségű vegyszer jelenléte, vagy a váltakozó üzemű reaktor anoxikus körülményei között, valamint az utóülepítőben előállható és az ábrákon is megfigyelhető P visszanyomás.

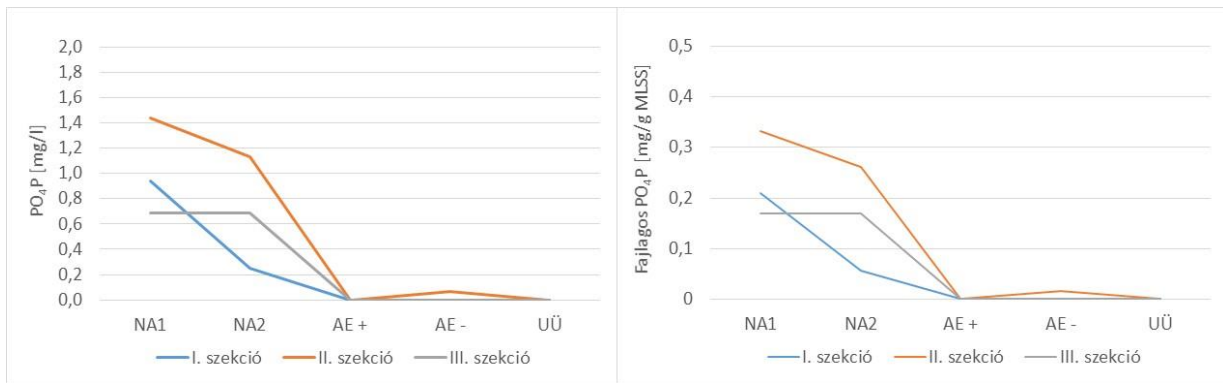
A második alkalommal, 07.23-án végzett mérések azt mutatták (ld. 13. a és b ábrák), hogy a mintavételek időpontjában a három vizsgált szekció biológiai nitrogén eltávolítási hatékonysága nagymértékben különbözött, így a foszfor koncentráció értékek csak ennek tükrében értékelhetők. Míg a III. Kísérleti szekció teljes, addig a II. Referencia szekció igen gyenge nitrifikációt mutatott. Szembetűnő ugyanakkor az is, hogy a nitrát koncentráció a III. Kísérleti rendszerben a „nem levegőztetett” üzemmódban is növekedett. Az I. A²/O szekció elfolyó ammónium koncentrációja 3,7 mg/l-rel meghaladta a III. Kísérleti szekcióban mért elfolyó értéket. Ezek a különbségek magyarázzák az elfolyó nitrát koncentrációk látható eltéréseit. Az utóülepítő elfolyó mintában a mért ammónia és nitrát koncentrációk alapján számolt elfolyó összes szerves N koncentráció az I. szekcióban 6,4 mg N/l-nek, a II.

Referencia szekcióban 15,1 mg N/l-nek, és a **III. Kísérleti szekcióban 5,5 mg N/l értékkel pedig a legalacsonyabbnak adódott.**



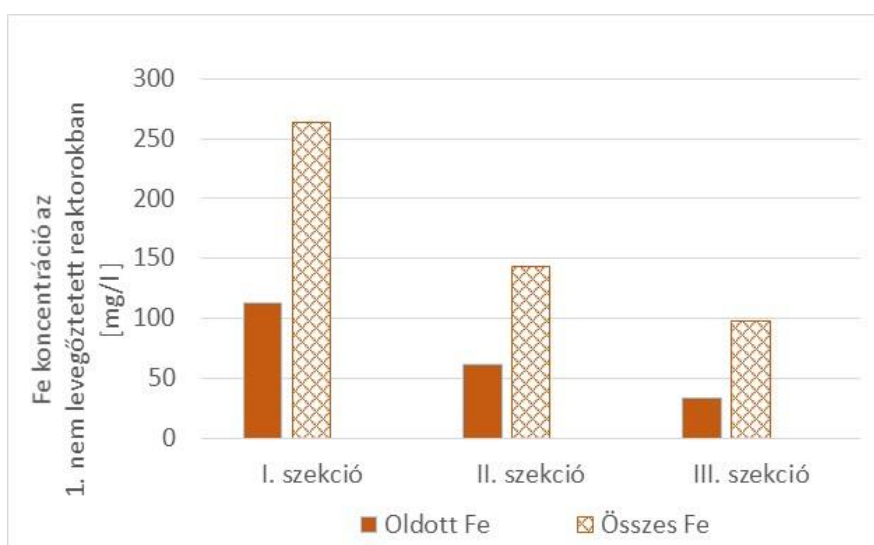
13. ábra. a) Nitrát és b) ammónium koncentráció profilok az I., II. és III. szekciókban 07.23-án

A foszfát koncentráció profilok (ld. 14. a és b ábrák) alapján megállapítható, hogy ezúttal is kismértékű a visszanyomás mindhárom szekcióban. A legnagyobb oldott P értékek – bár nem nagy különbséget mutatva, de - a **II. Referencia** szekció nem levegőztetett reaktoraiban álltak elő, ami azzal magyarázható, hogy ezen a szekción a gyenge nitrifikáció következtében gyakorlatilag nem volt elő-denitrifikációval eltávolítandó, recirkuláltatott nitrát (a mért elfolyó értéke 0,63 mg NO₃N/l), azaz a nem levegőztetett reaktorok teljes hasznos térfogata anaerob üzemmódban működhetett. Megfigyelhető, hogy a **II. Referencia rendszer második nem levegőztetett reaktorában csökken az ortofoszfát koncentráció** az elsőhöz képest, amit feltételezhetően kémiai kicsapás okoz, és **ami az első reaktorban vegyszerfelesleg jelenlétére utal.** Érdekes megfigyelni, hogy az azonos kapcsolású **III. Kísérleti** szekció esetében az első és második nem levegőztetett reaktorok ortofoszfát koncentráció értékeiben nincs ilyen csökkenés. Az I. és III. szekciók rendkívül alacsony értékeket tartalmazó oldott P profiljai alig térnek el egymástól, csakis vegyszer túladagolással elérhető, a méréshatáron ingadozó (0 mg/l közeli) elfolyó koncentrációkkal.



14. ábra. a) Foszfát koncentráció profilok és b) azok iszapkoncentrációra vonatkoztatott fajlagos értékei az I., II. és III. szekciókban 07.21-én

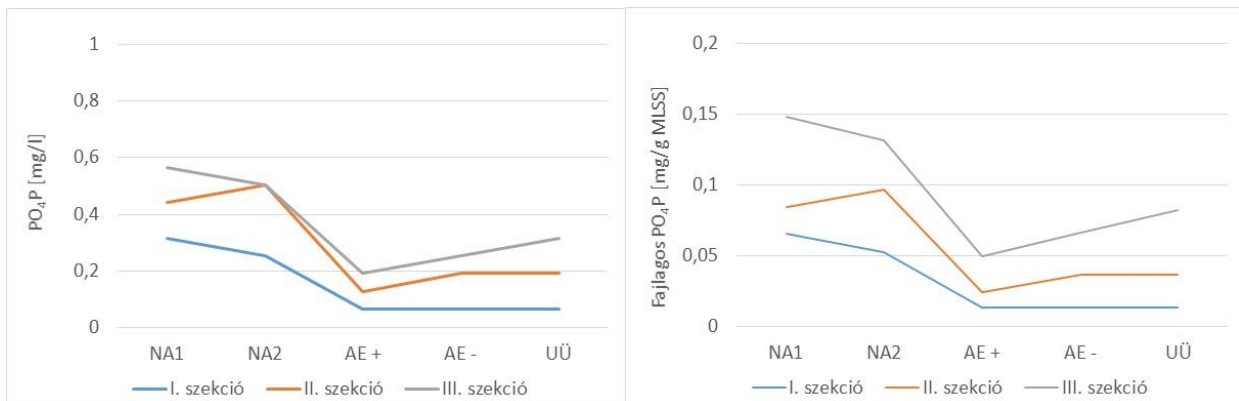
A 07.21-én elvégzett profilmérés eredményeiből kiinduló, és Üzemeltető részéről is megerősített azon feltételezésünk kapcsán, hogy az egyes szekciók között nem egyenletes a beadagolt vegyszer elosztása, mintát vettünk a vizsgált szekciók első nem levegőztetett reaktoraiból a vas koncentráció meghatározására. A 15. ábrán feltüntetett, telepi laboratóriumban meghatározott eredmények azt mutatják, hogy **jelentős különbség volt az egyes szekciókra jutó vegyszer mennyiségek között: az I. A²/O szekcióbeli oldott Fe tartalom több mint háromszorosán, az összes Fe tartalom pedig több mint két és félszeresen haladta meg a III. Kísérleti szekció vonatkozó értékeit.** Ez az egyenetlenség jó kiegészítő magyarázatot ad a két nappal korábbi profilmérés eredményeire is. Az első nem levegőztetett reaktorokban mért oldott Fe mennyiségek az ugyanazon merítésű minták szűrletéből vizsgált PO_4P koncentrációinak tekintetében különböző mértékű vegyszer felesleget jelentenek az egyes rendszerekben.



15. ábra. Oldott és összes vas koncentráció az első nem levegőztetett reaktorokban 07.23-án

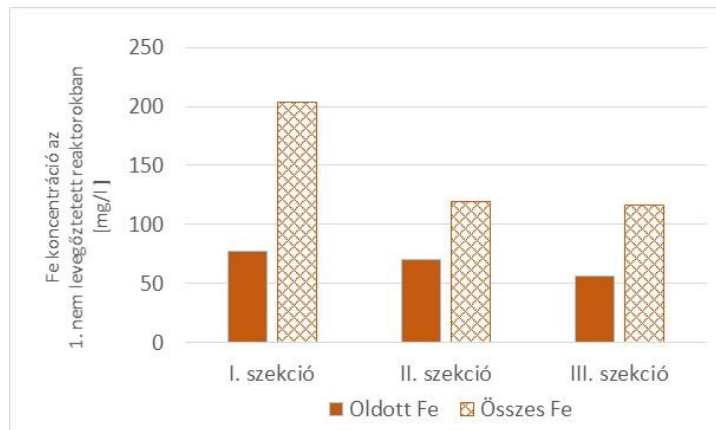
A harmadik alkalommal, 07.28-án végzett profilméréskor a vizsgált szekciók nitrifikációs hatékonysága – bár kisebb mértékben de – ismét eltérést mutatott, így a nitrát görbék értékelése ezúttal is csak az ammónium koncentráció profil figyelembe vételével volt lehetséges. Az ammónia, a nitrit és a nitrát elfolyó N koncentrációinak összege az I. szekcióban 12,7 mg N/l-nek, a II. Referencia szekcióban 12,3 mg N/l-nek, a III. Kísérleti szekcióban 10,4 mg N/l-nek adódott, tehát **összes szerves nitrogén eltávolítás tekintetében ezúttal is a III. Kísérleti szekció mutatta a legjobb hatékonyságot.**

A 16. ábrán bemutatott foszfát koncentráció profilok menetükben hasonlóak a 07.21-én mért lefutásokhoz, azzal a különbséggel, hogy az értékek még alacsonyabbak. **Ezúttal is a legintenzívebb biológiai aktivitást a III. Kísérleti szekció mutatta.** Elfolyó PO₄P koncentráció tekintetében szintén a III. Kísérleti szekció mért értéke adódott legmagasabbnak, bár mindhárom rendszerben rendkívül alacsony (0,07 – 0,3 mg PO₄P/l), nagy mennyiségű vegyszer jelenlétére utaló kilépő foszfát koncentráció értékeket mutattunk ki. **Az ortofoszfát koncentrációkra vonatkozó eredmény sor ezúttal is a szekciók közötti egyenetlen vegyszer eloszlásra utalt.**



16. ábra. a) Foszfát koncentráció profilok és b) azok iszapkoncentrációra vonatkoztatott fajlagos értékei az I., II. és III. szekciókban 07.28-án

Az első nem levegőztetett reaktorokbeli vas koncentrációk alakulása gyakorlatilag megegyezett a 07.23-án mért trenddel, az I. szekcióban valamivel alacsonyabb értékeket szolgáltatva. A 17. ábrán azonban így is az látható, hogy **az I. A²/O szekció első nem levegőztetett medencéjének oldott Fe koncentrációja közel másfélszerese, míg összes vas tartalma pedig majdnem kétszerese volt a III. Kísérleti szekcióban mért értékeknek.**

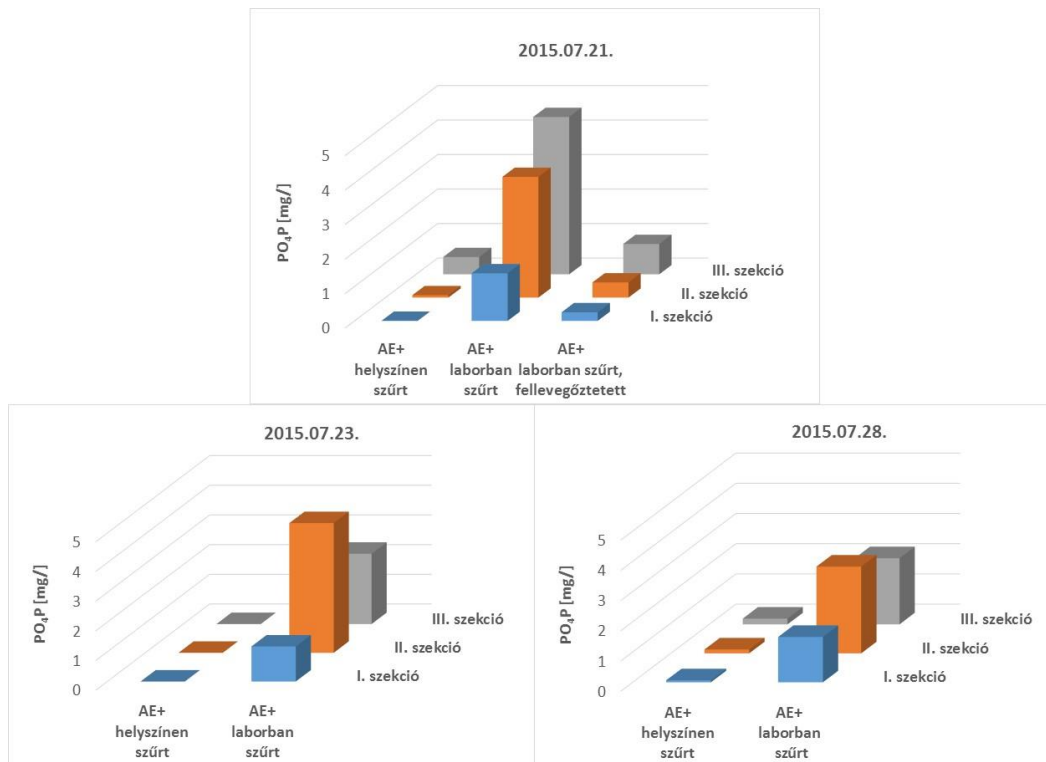


17. ábra. Oldott és összes vas koncentráció az első nem levegőztetett reaktorokban 07.28-án

Az eredmények alátámasztották azt, hogy nagy mennyiségű és nem egyenletes adagolási elosztású vegyszer jelenlétében az elfolyó PO₄P koncentrációk nem adnak hasznos információt a biológiai P eltávolítási hatékonyságról, sőt akár kifejezetten félrevezető is lehetnek. A vegyszer anaerob reaktorbeli jelenléte mérés technikai szempontból elrejt a biológiai P eltávolítás indikátorait, biotechnológiai szempontból pedig ellehetetleníti a PAO-k növekedését. A vegyszer biológiai fokozat előtti bevezetése ezen túlmenően a túlادagolás veszélyét rejt magában. Mindezek következtében **mindenképpen célszerűbbnek tűnik az adagolási pontot a technológia utóülepítőhöz minél közelebb eső részén kialakítani**, és a vegyszer elosztást a szekciók egyedi igényeinek megfelelően szabályozni. Így lehetőség van a biológiai folyamatok monitorozására, valamint arra, **hogy a vegyszeradagolás ne elnyomja, hanem kiegészítse a biológiai eltávolítás hatékonyságát, csökkentve ezzel egyúttal a felhasznált vegyszer mennyiséget** is. A Telepen a vegyszeradagolás átalakítása egyébként folyamatban van Üzemeltető részéről.

Mindhárom profil mérés alkalmával **a levegőztetett reaktorokból mind a helyszínen azonnal leszűrt, mind pedig iszapos mintát is feldolgoztunk**. Utóbbit csak 3-4 órával a mintavételt követően szűrtük le a laboratóriumban közvetlenül a foszfát analízis előtt, addig a kiülepedett iszapban állt a minta a mintatartó edényekben kb. 22-24 °C-on. A 18. ábra diagramjai igazolják, hogy **foszfát mérés esetében a minták helyszínen történő, iszaptól való azonnali hatékony elválasztása rendkívüli fontosságú**, mert rövid idő elteltével is nagymértékben megváltozhat a minta minősége, azaz **foszfor visszanyomás állhat elő**. A jelenség biológiai eredetét támasztja alá, hogy 07.21-én a laborban szűrt minta esetében a szuszpenziót másfél órán át visszalevegőztettük, és a biomassza az oldott P nagy részét újra felvette (ld. 18. ábra, AE+ laborban szűrt, fellevegőztetett adatsor). Fontos kiemelni, hogy az

ülepítés során a víz a biomasszától elválik, ezért abba a felvett foszfát jelentősen kisebb eséllyel kerül vissza.



18. ábra. Mért oldott PO₄P koncentrációk az eleveniszapos minták különböző feldolgozása mellett

6.2. Laboratóriumi szakaszos üzemű kísérletek eredményei

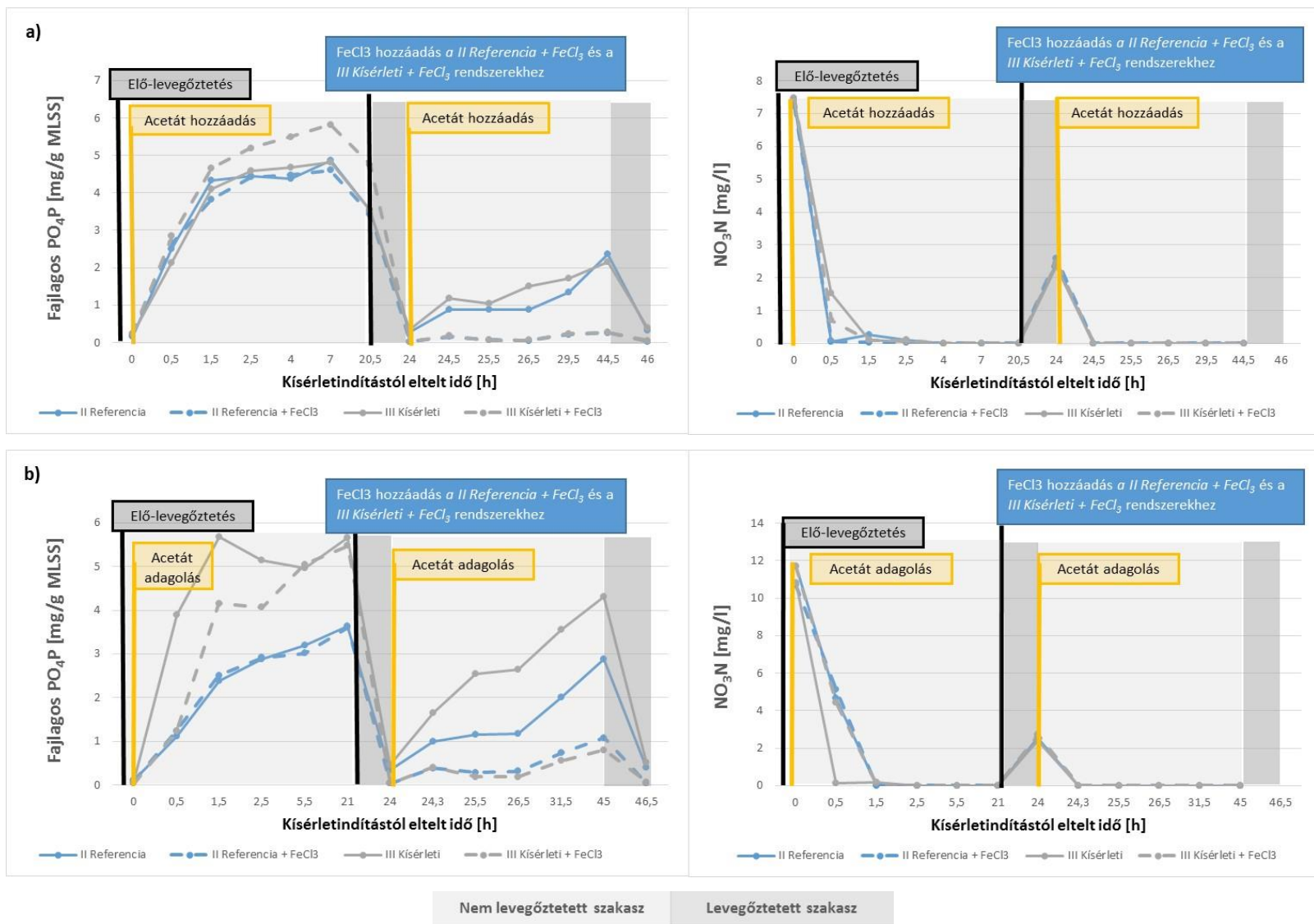
6.2.1. Laboratóriumi kísérletek fedett, ún. zero-headspace rendszerekkel

A szakaszos kísérletek eredményeit a 19. a, b és a 20. ábrák mutatják be. Minden esetben megállapítható, hogy **a nitrát a nem levegőztetett fázisok elején, szinte azonnal eltűnik**, így annak zavaró hatását szándékunk szerint kizártuk a szénforrás nagy mennyiségben történő adagolásával. Emellett az oxigén felszínről való beoldódása, így annak gátló hatása sem volt lehetséges, hiszen a „zero headspace” reaktorokkal dolgoztunk. A 19. ábrák elsősorban 07.08-ai indítással felvett diagramjai (19. b) arra utalnak, hogy **a III. Kísérleti szekció biomasszája nagyobb fajlagos foszfor visszanyomási kapacitással bírt mint a II. Referencia rendszerből vett mintáé.**

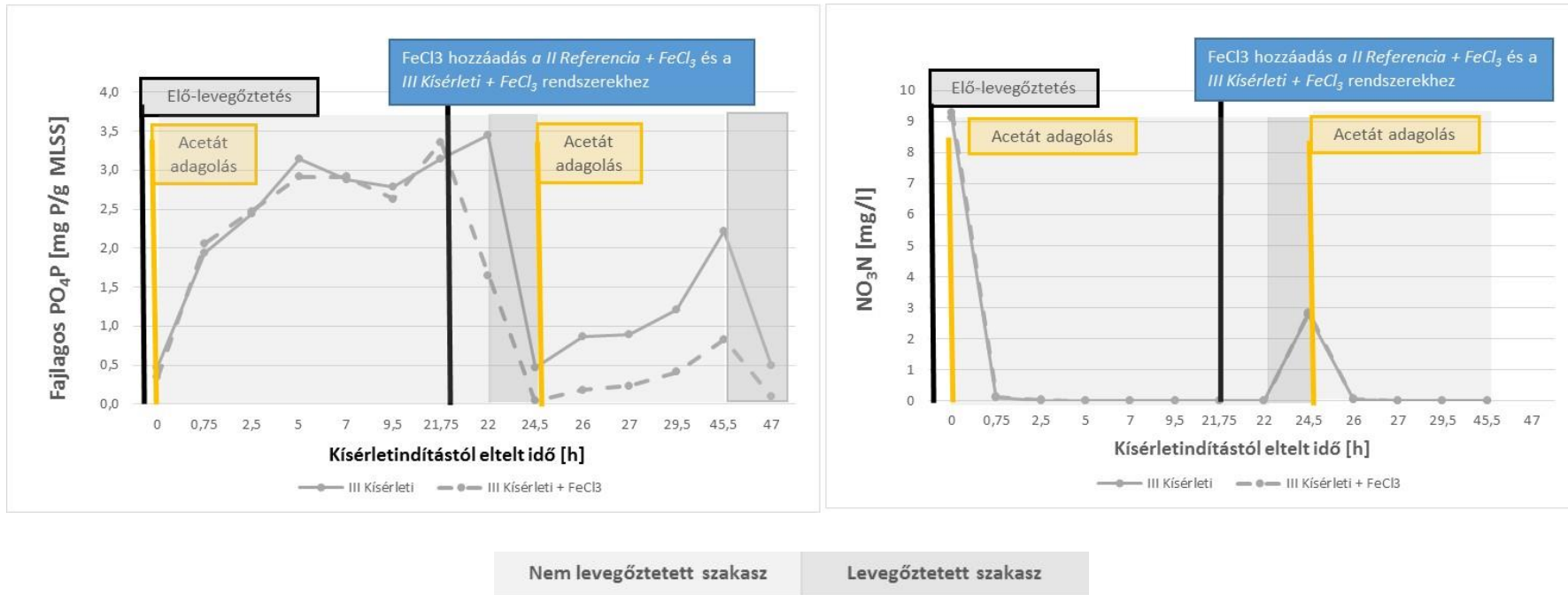
Míg az első kísérlet alkalmával a hozzáadott vas-klorid mennyiségét úgy állítottuk be, hogy az első, nem levegőztetett periódusban visszanyomott foszfort lehetőleg teljes mértékben kicsapjuk, **a második és harmadik kísérletben az elméletileg adagolandó Fe³⁺ mennyiségnél kevesebbet alkalmaztunk.** Ez az adagolási különbség jól látható a második

nem levegőztetett fázisok diagramjain, **az első kísérlet esetében a vegyszerrel kezelt rendszerek oldott P értékei végig a kimutathatósági határon maradtak, míg a második és harmadik kísérlet során kismértékű visszanyomás ezekben a rendszerekben is megfigyelhető volt.**

Elsősorban a 07.08-án indított kísérlet esetében tűnik fel az, hogy a nem levegőztetett periódusokban a visszanyomott foszfor mennyisége nem végig monoton növekvő, hanem időnként csökkenéseket mutat olyan rendszerek ill. időszakok esetében is, amelyekbe ill. amikor nem adagoltunk vas-kloridot. Ez arra utal, hogy **a Telepről behozott iszap szuszpenzióban eleve maradt szabad oldott vas, ami a visszanyomott P egy részét kicsaphatta.** Ugyanerre utal az a megfigyelés is, hogy a kísérlet második nem levegőztetett periódusaiban a vas-klorid adagolás nélküli rendszerek P visszanyomása is kisebb mértékű volt, mint a kísérlet első nem levegőztetett periódusaiban, holott a kísérletek ezen szakaszaiban az eredetnél még valamivel több szénforrás állt rendelkezésre, mivel ugyanolyan mértékű acetát adagolással, de kisebb kezdeti nitrát koncentrációval üzemeltünk.



19. ábra. A laboratóriumi szakaszos kísérletek eredményei a) a 2015.07.06-án és b) a 2015.07.08-án indított modellrendszerekkel



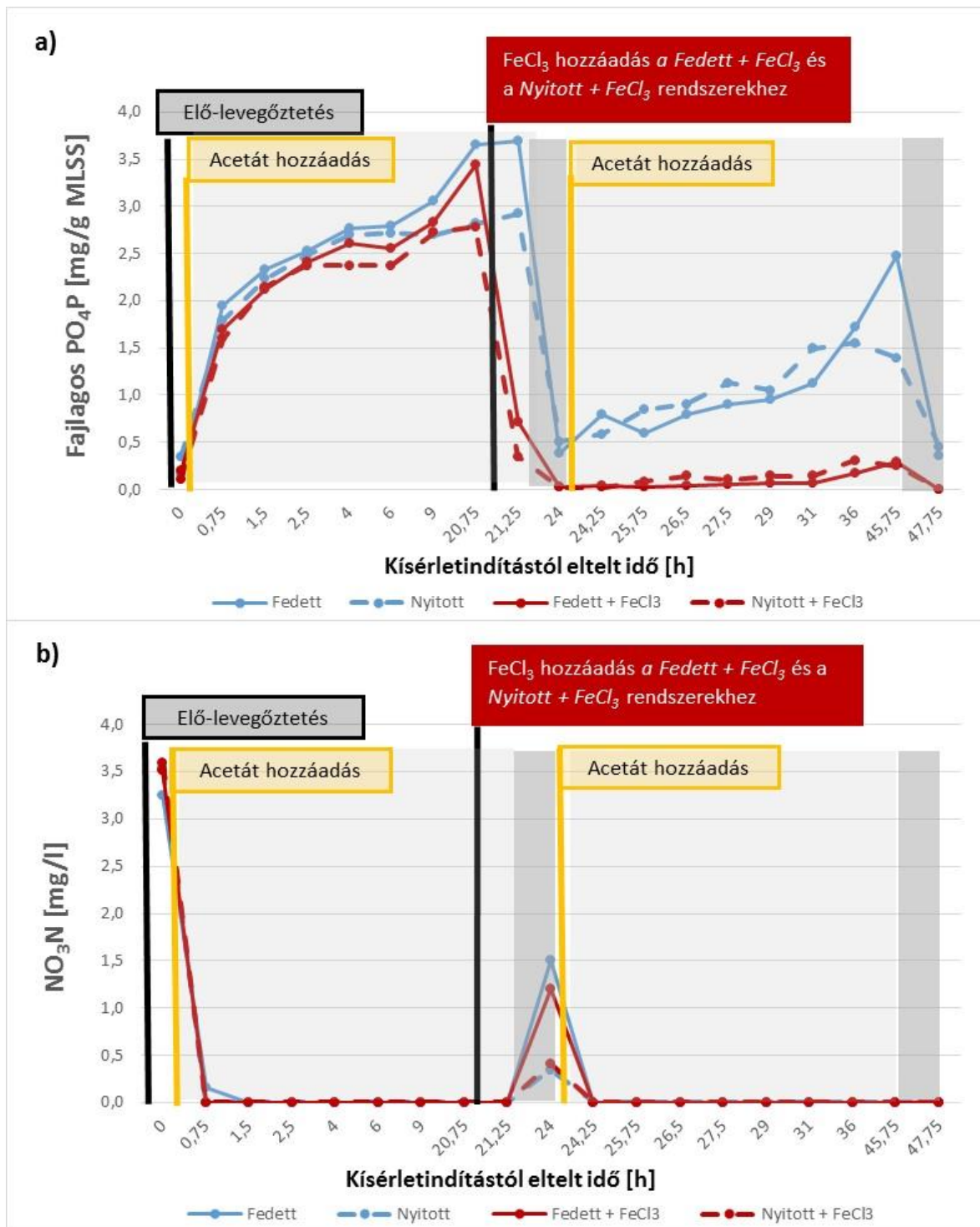
20. ábra. A laboratóriumi szakaszos kísérletek eredményei a 2015.08.11-én indított modellrendszerekkel

Amellett, hogy a vas-kloriddal kezelt rendszerek jelentősen kisebb (az első kísérletnél szinte nulla) P visszanyomást mutattak, kiemelendő eredmény, hogy a levegőzetett periódusok végén előálló (a telepi utóülepítőbe ebben a fázisban lépő szennyvíz) foszfát koncentrációk minden esetben a vegyszerrel kezelt rendszereknél adódtak kisebbnek, abszolút értékben 0,1 – 0,3 mg PO₄P/l-ig csökkentek, míg a nagyobb biológiai aktivitást mutató vegyszer-adagolás nélküli rendszerek esetében 1 – 1,5 mg PO₄P/l volt az elérhető legalacsonyabb koncentráció. Ezek az eredmények jó egyezést mutatnak a nemzetközi szakirodalom megállapításaival és a 6.3. fejeletben leírt helyszíni profilmérési tapasztalatokkal. Minden arra utal, hogy **működő PAO tevékenység mellett akár a visszanyomott ortofoszfát teljes mennyisége is kicsapható akkor, ha az anaerob medencébe történik a vegyszeradagolás.** Ez gátolja a P-raktár visszaépítését és végül a biológiai többlet-P eltávolítás teljes megszűnéséhez vezethet.

A laboratóriumi szakaszos üzemű kísérletek azt támasztották alá, hogy – különösen nagymértékű – vegyszer-adagolás esetén a biológiai többletfoszfor eltávolítás létének és hatékonyságának megítélése csak nagy körültekintéssel, megfelelő minatvételi technikával és minta előkészítési módszerrel lehetséges. Az előfordulható kémiai kicsapás bizonytalanságai esetén célszerű a vegyszer rendszerbeli mennyiségének ellenőrzése a téves következtetésekhez vezethető látszólagos és esetleges eredmények, valamint a túlzott ráfordítások elkerülése érdekében.

6.2.2. Laboratóriumi kísérletek fedett és nyitott rendszerekkel

A 2015.09.23-án indított szakaszos üzemű kísérletek eredményeit a 21. a, b és a 22. a, b ábrákon tüntettük fel. A korábbi kísérletekhez hasonlóan a bőséges szerves szénforrás adagolásnak köszönhetően a nitrát ez esetben is, már a kísérlet elején elfogy a rendszerből (21. b ábra), így az mondható, hogy a nitrát a PAO-k működését nem zavarta. A 22. a ábrán megfigyelhető az oldott szerves széntartalom kezdeti meredek csökkenése, amelyből szintén a denitrifikációs folyamatok gyors lejátszódására következtethetünk, hiszen ezen a szakaszon nem csak a PAO-k veszik fel a szénforrást, hanem a denitrifikáló mikroorganizmusok is. A 21. a ábrán megfigyelhető, hogy **a fajlagos foszfor visszanyomás az első nem levegőztetett szakasz végére jelentősen nagyobbak adódtak a fedett rendszerekben,** ami alátámasztja azokat a korábbi eredményeket [26], amelyek szerint **a felszínen történő oxigén beoldódás jelentős gátló hatással bír az anaerob folyamatokra.** Mivel a kinyomott ortofoszfát mennyisége a PAO-k aktivititásának fontos indikátora, az eredményekből egyértelműen következtethetünk a fedett rendszerek hatékonyabb biológiai többletfoszfor eltávolítására.



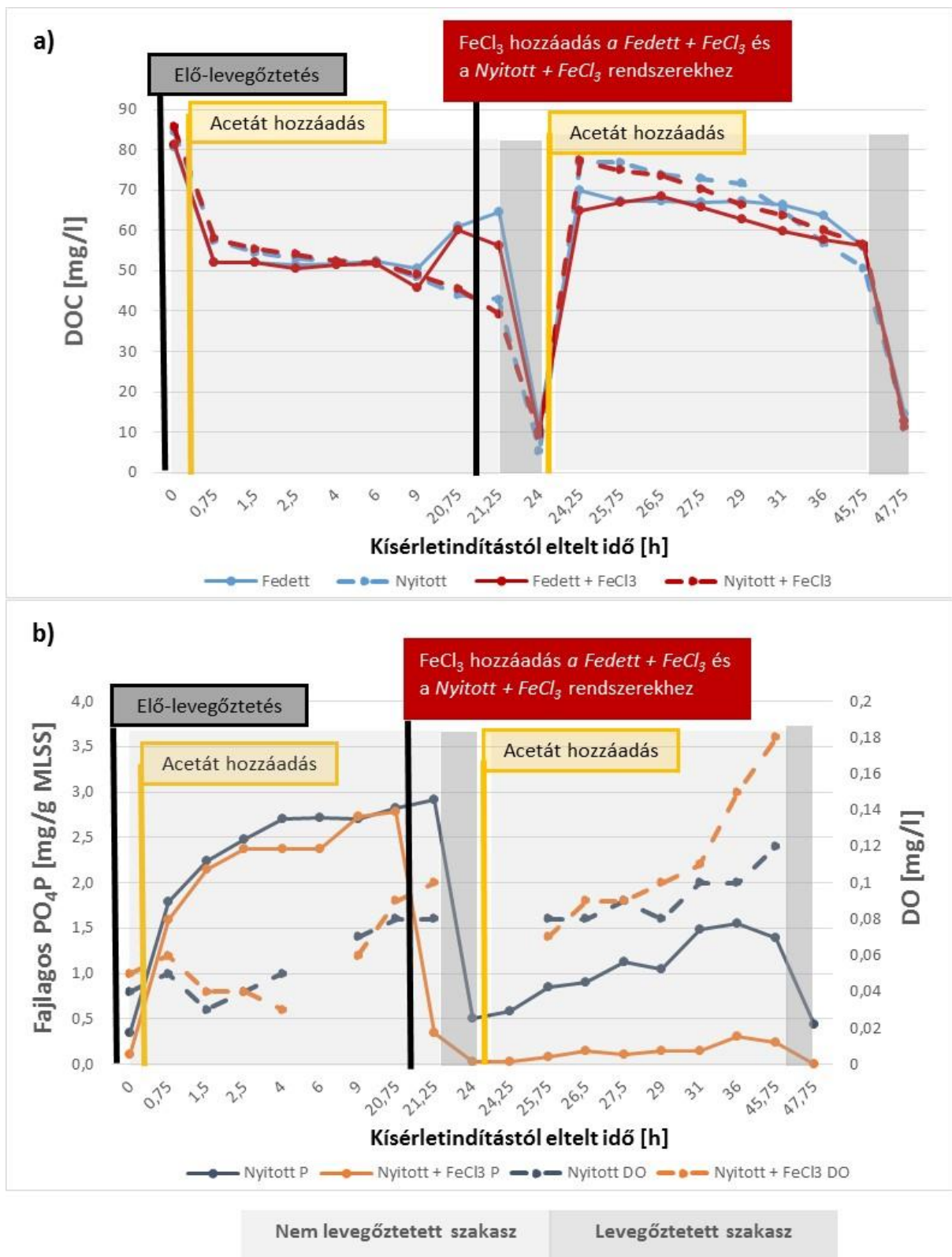
21. ábra. a) Fajlagos P visszanyomás és b) nitrát eltávolítás a 2015.09.23-án indított laboratóriumi szakaszos modellrendszerekben

A 21.a ábrán a vegyszeradagolás hatását is nyomon lehet követni. A felszínük lefedettsége szempontjából azonos üzemben működő reaktorok fajlagos PO_4P görbéi a vegyszeradagolásig

számottevően nem tértek el egymástól. A vas kicsapása a *Fedett + FeCl₃* és a *Nyitott + FeCl₃* rendszerekben 80-90 %-osnak adódott, ami jóval hatékonyabbnak mondható, amint a 08.11-én indított kísérlet esetében, amikor ugyanazzal a vas adagolási stratégiával kb. 50 %-os kicsapást értünk el (ld. 20. a ábra *Kísérleti + FeCl₃* rendszerre vonatkozó görbéje). Mindkét alkalommal ugyanazt az oldott foszfát koncentrációhoz viszonyított beadagolt vegyszer mennyiséget alkalmaztuk, de míg az előző kísérleteknél nem biztosítottuk a vegyszer intenzív bekeverését (csak a levegőztetés előtt 15-20 percre hagytuk az addig alkalmazott normál egyenletes keverésben a reaktort), addig a szeptemberi kísérletnél a beadagolást követően 3 percig intenzíven átkevertük a reaktorokat. A két kísérletben alkalmazott azonos vegyszerdózis mellett tapasztalt jelentős P kicsapási hatékonyság különbség azt mutatja, hogy **a hatékony vegyszer bekeverésnek óriási jelentősége van**, márpedig a szakszerű bekeverést a gyakorlatban igen sok esetben figyelmen kívül hagyják.

A vegyszeradagolást követően a *Fedett + FeCl₃* és a *Nyitott + FeCl₃* rendszerek esetében foszfor visszanyomás a második nem levegőztetett szakaszban gyakorlatilag nem figyelhető meg (ld. 21. a ábra), mert feltételezhetően ezekben a rendszerekben a PAO-k poli-P raktárai nem tudtak feltöltődni a levegőztetési szakasz alatt, miután a felvehető foszfátot a vas só kicsapta a vízfázisból. A beadagolt vegyszer az oldott szerves széntartalomban is okozott csökkenést, a *Fedett + FeCl₃* rendszerben 6%-al, a *Nyitott + FeCl₃* reaktorban pedig 17%-al csökkent a DOC koncentráció, amit a 22. a ábra szemléltet.

A korábbi kísérletekhez hasonlóan az is látható, hogy **a vegyszerrel nem kezelt rendszerek esetében ezúttal is jóval kisebbnek adódott a fajlagos foszfát visszanyomás a második nem levegőztetett szakaszban** az első nem levegőztetett szakaszhoz képest ugyanolyan szénforrás elérhetőség mellett annak ellenére, hogy mindhárom levegőztetett szakasz végén a *Fedett* és *Nyitott* rendszerekben kb. ugyanaz az alacsony foszfát koncentráció volt elérhető. A jelenségből arra következtetünk, hogy **a Telepről behozott eleveniszap mintákban eleve lehetett valamennyi szabad vas (Fe³⁺ ion)**, ami a kísérlet folyamán csapta ki a visszanyomott P egy részét, így a biológiai P visszanyomás mértékét a valóságoshoz képest valamelyest alulmértük. A kevert reaktorokban a „látens” **szabad vegyszer** a kísérlet során fokozatosan, ill. a második levegőztetés intenzív keverő hatásának köszönhetően hatékonyan megtalálta és **kicsapta a visszanyomott oldott P egy részét**.



22. ábra. a) Fajlagos DOC koncentráció alakulása a nyitott és fedett, valamint b) a fajlagos oldott P koncentráció és az oldott oxigén koncentráció alakulása a nyitott rendszerekben a 2015.09.23-án indított laboratóriumi szakaszos kísérlet során

A 22. b. ábra szerint az oldott oxigén koncentráció a nyitott rendszerekben a nem levegőztetett szakaszok vége felé megemelkedik. Ennek feltételezett oka, hogy az időszakok végén kevesebb szénforrás mellett a beoldódó oxigén fogyasztása lelassul. Ugyanakkor megfigyelhető, hogy míg az első nem levegőztetett szakasz végén a DO koncentráció nem haladja meg a 0,1 mg/l-t, a második nem levegőztetett időszak végére 0,1-0,2 mg/l tartományba emelkedik. A magasabb végső DO koncentráció ($\approx 0,18$ mg/l) a *Nyitott + FeCl₃* rendszerben állt elő, mivel itt közel azonos szénforrás elérhetőség mellett se nitrát nem volt jelen - mint potenciális elektron akceptor -, sem pedig előzőleg felvehető foszfát a PAO-k számára miután azt vegyszeresen kicsaptuk korábban, így nem volt a szubsztrátért kompetitív szereplő a low - DO körülményeket kedvelő mikroorganizmusokkal szemben. (A görbék azért nem folytonosak, mert nem minden mintavételkor mértünk DO-t, ill. a levegőztetett fázisok mért értékeit nem tüntettük fel, azok 4-5 mg/l közöttiek voltak.)

A 22. a. ábra DOC diagramján megfigyelhető, hogy a Fedett és Nyitott rendszerek szervesanyag koncentrációi az első nem levegőztetett szakasz végén az addig csökkenő tendencia után visszaemelkednek. Ennek okaként a biomassza stabilizációjából hidrolízissel előálló oldott szervesanyag megjelenését feltételezzük. Érdekes megfigyelni, hogy bármely rendszerben a kezdetben beadagolt szénforrás maximum fele, de inkább kisebb hányada fogy el a nem levegőztetett szakaszokban, valamint, hogy ezekben az időszakokban **a nyitott rendszerekben nagyobb a DOC fogyás mértéke**, ami feltételezhetően a felszínről beoldódó oxigénnel történő szubsztrát fogyasztással magyarázható.

Feltételezve, hogy a nyitott és fedett rendszerek DOC fogyásának különbsége a felszínről beoldódott oxigénnel való anyagcseréből adódik, becslő számítást végeztünk arra vonatkozólag, hogy rbKOI-ban (jól biodegradálható kémiai oxigénigény) kifejezve mennyi az a jól biodegradálható szervesanyag mennyiség, amit egy nyitott nem levegőztetett reaktorban az oxigén felszíni beoldódása miatt „elveszítünk”, azaz nem tudunk az anoxikus, ill. anaerob heterotróf folyamatokra fordítani. Ehhez az egyidejűleg üzemeltetett nyitott és fedett rendszerek DOC fogyási adatait vettük alapul, kiszámolva a nyitott és a fedett rendszer DOC fogyasztásának különbségét. Reaktorbeli koncentrációban kifejezve **az oxigénnel elfogyott szervesanyag 20 C°-on** a DOC fogyási értékekből ecetsav szubsztrátra számolva **kb. 17 mg rbKOI/l-nek adódott**, ez az összes anoxikus-anaerob rbKOI fogyasztás kb. 17 %-ának felel meg, ami jelentősnek mondható. Miután ez a szervesanyag mennyiség a reaktorban előálló tényleges koncentrációt jelent, a nagyüzemi rendszerre jellemző recirkulációs áramok (kb. négyszeres) hígító hatásának figyelembe vételével az értéket visszaszámoltuk befolyó

szennyvízre vonatkozó rbKOI tartalomra. Fentiek alapján 20 C°-on az általunk leírt kísérleti körülmények között az eredmények azt mutatták, hogy **fedett nem levegőztetett reaktor alkalmazása esetén kb. 60-70 mg rbKOI/l befolyó szervesanyag „takarítható meg”**, azaz fordítható hatékonyan denitrifikációra vagy a PAO-k anyagcserefolyamataira, amit nyitott reaktor esetében az oxigén beoldódása miatt elveszítünk. Ez a kísérleti tapasztalatokból számított érték jó egyezést mutatott a korábbi kutatások [26] eredményei alapján, irodalmi adatok segítségével [20] számolással becsült értékekkel.

A kísérlet első nem levegőztetett szakaszának adataiból számítást végeztünk arra vonatkozólag is, hogy a nyitott és a fedett rendszerek esetén hogyan alakult az első nem levegőztetett szakaszban az egységnyi eltávolított szervesanyagra vonatkoztatott visszanyomott foszfát mennyiség [mg visszanyomott P / mg felvett KOI]-ban kifejezett értéke. A mért P visszanyomás és DOC fogyás értékekből számított eredményeket a 4. Táblázat foglalja össze.

4. Táblázat. A nyitott és a fedett rendszerek egységnyi felhasznált ecetsav DOC-re, ill. KOI-ra vonatkoztatott P visszanyomási kapacitása

Rendszer	mg visszanyomott P / mg felvett DOC	mg visszanyomott P / mg felvett KOI
<i>Fedett</i>	0,41	0,16
<i>Nyitott</i>	0,21	0,08
<i>Fedett + FeCl₃</i>	0,32	0,12
<i>Nyitott + FeCl₃</i>	0,22	0,08

A korábbi irodalmi adatokkal összevetve (ld. 1. Táblázat) az mondható, hogy a különböző szerzők által meghatározott széles tartomány (0,01-0,9 mg visszanyomott P / mg felvett KOI) alsó sávjába esnek az eredményeink. Ebből ismét arra következtetünk, hogy elképzelhető, hogy a kísérlethez a Telepről behozott mintákban eleve lehetett feleslegben Fe³⁺ ion, ami a nem levegőztetett kísérleti szakaszok alatt kicsaphatta a visszanyomott foszfát egy részét, így a

visszanyomás mértékét általánosan valamelyest alábecsültük a látens vegyszer jelenlét miatt. Másrészt szembeűnő, hogy **a fedett kísérleti rendszerek felvett szervesanyagra vonatkoztatott P visszanyomási hatékonysága másfélszer-kétszer jobbnak adódott, mint a nyitott reaktoroké**, ami alátámasztja a bioreaktor lefedés hatékonyságnövelő hatását.

7. Összefoglaló értékelés, kitekintés

A szennyvíztisztítás során kiemelkedő jelentőségű a foszfor hatékony eltávolítása, mivel a kibocsátott tápanyagok nagymértékben felelősek a természetes befogadók eutrofizációjának kialakulásáért. Az egyre szigorodó határértékek betartása, valamint a vízterhelési díj csökkentése érdekében **a biológiai többletfoszfor eltávolítás mellett majdnem minden esetben szükség van vegyszeres foszfor kicsapásra is.** Budapest nagy szennyvíztisztító telepein a foszfor eltávolítás céljából beadagolt vegyszer jelentős üzemeltetési költséget jelent, ami heti szinten akár több millió Ft nagyságrendű kiadás lehet, így költséghatékonysági szempontból a vegyszeradagolás optimalizálása rendkívül fontos a jó elfolyó vízminőség biztosításának figyelembe vételével. **A nagy szennyvíztisztító telepeken a vegyszer felhasználás csupán néhány százalékkal való csökkentése is éves szinten igen jelentős (akár tízmillió nagyságrendű) megtakarítást eredményezhet az üzemeltetőnek.**

A kutatás célja az volt, hogy komplex vizsgálatokkal feltárjuk az eleveniszapos foszfor eltávolítási hatékonyság meghatározásának rejtett hibáit és bizonytalanságait, annak érdekében, hogy elkerülhető legyen a vegyszer költséges túladagolása, a technológia esetleges „félre-optimalizálása”. A nagyüzemi helyszíni, ill. laboratóriumi kísérletek kiterjedtek a megfelelő mintázás és minta tárolás fontosságának vizsgálatára, a profilmérések jelentőségének bemutatására, a beadagolt vegyszer eloszlás feltérképezésére, a hatékony vegyszer bekeverés kémiai foszfor kicsapásra, valamint a bioreaktor lefedés biológiai többletfoszfor eltávolításra gyakorolt hatásainak vizsgálatára.

Mindehhez **nagyüzemi helyszíni profilméréseket végeztünk az Észak-budapesti Szennyvíztisztító Telepen összesen három alkalommal** a tisztítótelep Régi ágának három különböző módon üzemeltetett szekcióján, ahol a biológiai többletfoszfor eltávolítás mellett vas só adagolást is alkalmaznak. A profilmérések alkalmával nyomon követtük az ortofoszfát, ammónium, nitrit, nitrát, összes és oldott vas, valamint a biomassza koncentráció változásait. A helyszíni méréseken felül **négy alkalommal a Telepről behozott eleveniszap mintákkal laboratóriumi szakaszos kísérleteket végeztünk,** hogy a nagyüzemi rendszer egyes szekcióinak eltérő üzemmenetétől (pl. eltérő levegőztetés beállítások, nem egyforma hidraulikai, ill. szervesanyag terhelés, stb.) független vizsgálatokkal **teljesen azonos körülmények biztosításával, bőséges szerves szénforrás mellett** információt kaphassunk az egyes nagyüzemi szekciókban elszaporodott **biomassza biológiai többletfoszfor eltávolítási**

(azaz a PAO-k) **aktivására**. Kísérleteink részét képezték a Tanszék elmúlt két évben a Telepen szerzett korábbi kutatási eredményeinek, kiegészítő jelleggel kapcsolódva azokhoz.

A kutatás során kapott eredményeket az alábbiakban foglaltuk össze:

- Nagyüzemi helyszíni profilmérésekkel **igazoltuk, hogy csupán az elfolyó foszfor koncentráció nem ad elég információt a biológiai többletfoszfor eltávolítási hatékonyság adekvát meghatározásához**, sőt önmagában igen megtévesztő lehet. **A PAO aktivitás felmérésére profilmérések szükségesek**, és működési lehetőségeik feltérképezése szempontjából fontos a nitrogénformák – sőt akár az oldott szervesanyag - nyomon követése is a rendszerben.
- Vegyszeradagolást is alkalmazó rendszerben a biológiai többletfoszfor eltávolítás hatékonyságának felméréséhez **szükséges a vegyszer nyomon követése is** (összes és oldott vas koncentráció mérése, vegyszer eloszlás feltérképezése), különösen olyan esetben, amikor nincs pontos adat a beadagolt vegyszer eloszlásáról.
- **Kulcsfontosságú a megfelelően kivitelezett mintavétel és mintatárolás** (pl. a foszfát profil esetében a minták azonnali helyszíni szűrése), hogy a félrevezető eredményeket elkerüljük.
- A helyszíni és a laboratóriumi mérések egyaránt alátámasztották, hogy **a biológiai fokozat elé történő vegyszeradagolás, valamint a vegyszer szakszerű és hatékony bekeverésének hiánya jelentősen megnöveli a túladagolás veszélyét**. Ennek oka, egyrészt az, hogy a vegyszer-foszfát elegyedés nem hatékony, így a kicsapás folyamata elhúzódóan végigvonul a rendszeren, másrészt pedig az, hogy **a vegyszer – lecsapva az anaerob reaktorban visszanyomott P egy részét – mérés technikai szempontból elfedi, felesleg esetén pedig biotechnológiailag elnyomja a PAO-k működését**. Ennek elkerülésére sokkal **hatékonyabb lehet a technológia végére** – pl. az utolsó levegőztető medence és az utóülepítő közé - **történő adagolás**, hatékony vegyszer bekeverési megoldással.
- A helyszíni és a laboratóriumi mérések egyaránt megerősítették a Kutatócsoport korábbi kutatásainak eredményét arra vonatkozólag, hogy **a nem levegőztetett reaktorok lefedésével jelentősen csökkenthető a low S – low DO körülmény kialakulása**, ami által egyrészt növelhető a biológiai tápanyag eltávolítási hatékonyság, másrészt visszaszorítható a mikro-aerofil fonalásodás. Ennek különösen nagy jelentősége van

szűkös befolyó szerves szénforrás elérhetőség esetén, ami hazánkban és külföldön is egyre általánosabb probléma.

- A laborkísérletek esetében **a vegyszerrel nem kezelt rendszerek** ugyanolyan szervesanyag elérhetőség ellenére **jóval kisebb fajlagos P visszanyomási aktivitást mutattak a második nem levegőztetett kísérleti szakaszban**, mint az elsőben, ami látens szabad vegyszer jelenléte utal, azaz feltételezhetően valamennyi vas ion eleve jelen volt a Telepről behozott eleveniszap mintákban. Ennek megfelelően valószínűsíthető, hogy a foszfor visszanyomás aktivitását a szabad vegyszer jelenléte miatt valamelyest alulmértük.
- A laboratóriumi kísérletek tapasztalatai azt mutatták, hogy **a felvett szervesanyagra vonatkoztatott fajlagos P visszanyomási aktivitás jelentősen** (akár másfél-kétszeresen) **nagyobb lehet reaktor lefedés mellett**. Ugyanakkor az értékek általánosan az irodalmi adatok alsóbb tartományába estek. Feltételezésünk szerint ennek oka lehet az is, hogy a kísérlethez felhasznált eleveniszap mintákban eleve jelen volt lappangó szabad vegyszer.
- A P visszanyomás és a DOC fogyasztás szakaszos laboratóriumi mérések során kapott értékei alapján a beállított kísérleti körülmények között **befolyó szennyvízre vonatkoztatva 60-70 mg/l jól biodegradálható KOI-ra becsülhető az a többlet szervesanyag mennyiség, ami a nem levegőztetett bioreaktorok lefedésével hatékonyan hasznosítható** anoxikus vagy anaerob tápanyag eltávolítási folyamatokra, míg ugyanez a szerves szubsztrát hányad nyitott medencék esetében oxigénnel fogy el, így a heterotróf tápanyag eltávolítási folyamatok szempontjából kihasználatlanul elveszítjük.

A kutatás szempontjából továbblépési lehetőségnek mutatkozik a vegyszer analitikai nyomon követése a szakaszos laboratóriumi kísérletek folyamán is, ill. további laboratóriumi kísérletek kivitelezése szabad vegyszert lehetőleg egyáltalán nem tartalmazó eleveniszappal. A kutatás során kapott eredmények alátámasztására a közeljövőben biokinetikai modell alkalmazásával végzett matematikai szimulációs vizsgálatok elvégzését is tervezzük.

A kutatás során kidolgozott és alkalmazott módszerek, valamint az elért eredmények igen hasznos iránymutatásként és jó eszközként szolgálhatnak az eleveniszapos biológiai többletfoszfor eltávolítás optimalizálásához, ill. a vegyszeradagolás jó elfolyó vízminőség melletti minimalizálásához, amivel jelentős üzemeltetési költség megtakarítás érhető el.

8. Irodalomjegyzék

- [1] Daigger, G.T (2014): Ardern and Lockett remembrance, Chapter 1 in *Activated sludge – 100 years and counting*, Eds. Jenkins, D. and Wanner, J., IWA Publishing, Glasgow, ISBN 9781780404936, pp. 1-15.
- [2] Kerényi, A. (1995): *Általános környezetvédelem*, Mozaik Oktatási Stúdió, Budapest, ISBN 9638024755, pp. 181.
- [3] Kucsák, M. (2009): Modifikált zeolit felhasználás vízminőségre és mikroorganizmus populációra gyakorolt hatása az elveniszapos szennyvíztisztításban, PhD dolgozat
- [4] Bakos, V. (2006): Az Észak-budapesti Szennyvíztisztító Telep költségkímélő hatékonyságnövelésének kidolgozása folyamatos üzemű helyszíni modellkísérletekben, BME Mezőgazdasági Kémiai Technológia Tanszék, Diplomamunka
- [5] Khunjar, W.O., Pitt, P.A., Bott, C.B., Chandran, K. (2014): Nitrogen, Chapter 5 in *Activated sludge – 100 years and counting*, Eds. Jenkins, D. and Wanner, J., 2014 IWA Publishing, Glasgow, ISBN 9781780404936, pp. 77-91.
- [6] Focht, D. D., Verstraete, W. (1977): Biochemical ecology of nitrification and denitrification, *Advances Microbiological Ecology*, 1, pp. 135-214.
- [7] WERF Report (2003): *Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling* - Water Environment Research Foundation, IWA Publishing, London, 99-WWF-3
- [8] Grady, Jr. C.P.L., Daigger G. T., Lim H. C. (1999): *Biological Wastewater Treatment: Theory and Application, 2nd Edition*, Marcell Dekker, Inc., New York, ISBN 0824789199

- [9] Bakos, V., Jobbágy, A. (2006): A szennyvíz minőség szerepe a technológia megválasztásában, *Hírcsatorna Magyar Szennyvíztechnikai Szövetség lapja*, 2006. május-június, pp. 5-15.
- [10] Plósz, B. Gy., Jobbágy, A., Grady, Jr. C. P. L. (2003): Factors influencing deterioration of denitrification by oxygen entering an anoxic reactor through the surface, *Water Research*, 37., pp. 853-863.
- [11] Houweling, D., Comeau, Y., Takács, I., Dold, P. (2010): Uncertainty and variability in enhanced biological phosphorus removal (EBPR) stoichiometry: consequences for process modelling and optimization, *Water Science and Technology*, 61(7), pp. 1793-8000.
- [12] Gerber A., Mostert, E. S., Winter, C. T., de Villiers, R. H. (1986): The effect of acetate and other short-chain carbon compounds on the kinetics of biological nutrient removal, *Water SA*, 12, pp. 7-12.
- [13] Comeau, Y., Hall, K., Hancock, R., Oldham, W. (1986): Biochemical Model For Enhanced Biological Phosphorus Removal, *Water Research*, 20(12), pp. 1511-1521.
- [14] Barnard, J. and Comeau, Y. (2014): Phosphorus removal in activated sludge, Chapter 6 in *Activated Sludge – 100 years and counting*, eds: Jenkins, D. and Wanner, J., 2014 IWA Publishing, Glasgow, Great Britain, pp. 93-115.
- [15] Arvin, E., Kristensen, G. H. (1985): Exchange of organics, phosphate and cations between sludge and water in biological phosphorus and nitrogen removal process, *Water Science Technology*, 17., pp. 147-162.
- [16] Streichan, M., Schön, G. (1991): Periplasmic and intracytoplasmic polyphosphate and easily washable phosphate in pure cultures of sewage bacteria. *Water Research*, 25., pp. 9-13.

- [17] Smolders, G. J. F., van der Meij, J., van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J. (1994): Model of the Anaerobic Metabolism of the Biological Phosphorus Removal Process: Stoichiometry and pH Influence, *Biotechnology and Bioengineering*, 43(6), pp. 461-470.
- [18] Wentzel, M.C.; Dold, P. L.; Ekama, G. A.; Marais, G. v. R. (1989b): Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge system. 3. Kinetic-model, *Water SA*, 15(2), pp. 89-102.
- [19] Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. V. R., van Loosdrecht, M. C. M. (1999): Activated Sludge Model No.2d, ASM2d, *Water Science Technology*, 39(1), pp. 165-182.
- [20] Schuler, A. J. and Jenkins, D. (2003): Enhanced biological phosphorus removal from wastewater by biomass with different phosphorus contents, Part 1: Experimental results and comparison with metabolic models, *Water Environment Research*, 75(6), pp. 485-498.
- [21] Jenkins, D., Tandoi, V. (1991): The applied microbiology of enhanced biological phosphate removal - accomplishment and needs, *Water Research*, 25(12), pp. 1471-1478.
- [22] Tardy, G.M., Bakos, V., Jobbágy, A. (2012): Conditions and technologies of biological wastewater treatment in Hungary, *Water Science and Technology*, 65(9), pp. 1676-1683.
- [23] Barnard, J.L., Yu, W., Steichen, M.T., Dunlap, P. (2015): Design of large BNR plant state capital of California, *12th IWA Specialised Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants*, 6-9. September 2015., Prague, Czech Republic, Proc. pp. 27-32.
- [24] Melicz, Z. (1999): *Költséghatékony szennyvíztisztítási megoldások*, Nemzeti Stratégia Program jelentés, MTA Vízgazdálkodási Kutatócsoport, Budapest, pp. 4-23.

- [25] Oh, J. and Silverstein, J. (1999): Oxygen inhibition of activated sludge denitrification, *Water Research*, 33(8), pp. 1925-1937.
- [26] Jobbágy, A., Weinpel, T., Bakos, V., Vánkos, Zs. (2015): Factors potentially converting non-aerated selectors into „low-S – low-DO basins”, effects of seal-covering, *12th IWA Specialised Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants*, 6-9 September, 2015, Prague, Czech Republic. Proc. pp. 149-155.
- [27] Weinpel, T., Simon, J., Vánkos, Zs., Jobbágy, A. (2014): Low S, low DO bulking in an activated sludge system with anaerobic-anoxic selectors. *IWA Conference on Activated Sludge 100 Years and Counting*, June 12-14, 2014, Essen, Germany (poster presentation)
- [28] Kiss, B., Bakos, V., Szabó, A., Jobbágy, A. (2007): Comparative experimental studies for upgrading the Northpest Wastewater Treatment Plant, *10th IWA Specialised Conference – Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants*, Vienna (Austria), 9-13. September 2007. Proc. posters pp. 177-180.
- [29] Bakos, V. and Deák, A. (2015): Wastewater sampling and analysis: bottlenecks in design and modelling practice, *IWA 7th Eastern European Young Water Professionals Conference*, Belgrade, Serbia, 17-19 September 2015, Proc. pp. 405-414.
- [30] Észak-budapesti Szennyvíztisztító Telep látogatói prospektus, FCsM Zrt.
- [31] Jobbágy, A., Simon, J., Plósz, B.Gy. (2000): The impact of oxygen penetration on the estimation of denitrification rates in anoxic processes. *Water Research*, 34(9), pp. 2606-2609.