

DIPLOMADOLGOZAT

TÁPANYAG-ELTÁVOLÍTÁS LABORATÓRIUMI BIOFILMES SZENNYVÍZTISZTÍTÓBAN

Készítette: Szlávich Csaba
Témavezetők: Dr. Kárpáti Árpád
Szentgyörgyi Eszter

Pannon Egyetem
Mérnöki Kar
Környezetmérnöki Szak
Környezetmérnöki Intézet
2008

DIPLOMAMUNKA FELADAT

KÖRNYEZETMÉRNÖK SZAKOS HALLGATÓK RÉSZÉRE

Szakirány Környezetállapot-értékelés, térinformatika	Tanszék Környezetmérnöki Intézet	
Diplomamunka pontos címe: Tápanyag-eltávolítás laboratóriumi biofilmes szennyvíztisztítóban		
Témavezető(k): Dr. Kárpáti Árpád Szentgyörgyi Eszter	Jelölt: Szlávich Csaba	A kidolgozás helyszíne(i): Környezetmérnöki Intézet
Elvégzendő feladat háttere: Jelenleg a lakossági szennyvizek tisztítására leggyakrabban alkalmazott technológiák az eleveniszapos eljárások. A napjainkban megnövekedett terhelés illetve a folyamatosan szigorodó tisztított szennyvízre előírt kibocsátási határértékek következtében a hagyományos szennyvíztisztítók hatékonyságának növelése elengedhetlenné vált. A kapacitási problémák kiküszöbölésére számos újszerű megoldás látott napvilágot, melyek hatékonyabb tisztítást eredményeznek, mint a hagyományos eleveniszapos rendszerek. A jelölt feladata a vonatkozó szakirodalmi adatok feldolgozása, és a Környezetmérnöki Intézet laboratóriumában felállított laboratóriumi mozgó ágyas biofilmes szennyvíztisztító rendszer megismerése, tápanyag-eltávolító hatékonyságának vizsgálata.		
Speciális követelmények: Angol nyelvtudás		
Részfeladatok teljesítésének határideje: 1. Szakirodalom folyamatos áttekintése, rendszerezése. 2. A szükséges mérések elvégzése április végéig. 3. Diplomadolgozat elkészítése 2008. május közepéig.		

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék	3
Kivonat.....	5
Abstract.....	6
Köszönetnyilvánítás	7
Bevezetés, célkitűzés	8
I. Irodalmi rész.....	9
1.1 A szennyvíztisztítás szükségessége, fejlődése.....	9
1.2 A szennyvíz jellemzésére szolgáló paraméterek	11
1.2.1 Biológiai oxigénigény (BOI)	11
1.2.2 Kémiai oxigénigény (KOI)	12
1.2.3 Összes szerves széntartalom (TOC)	12
1.2.4 Foszfor-tartalom (TP)	13
1.2.5 Nitrogén-tartalom (TN).....	13
1.2.6 Összes Kjeldahl nitrogén (TKN)	14
1.2.7 Tápanyag-mikroorganizmus arány (F/M).....	14
1.3 Tápanyag-eltávolítás eleveniszapos rendszerekben.....	15
1.3.1 Szerves anyagok lebontása	17
1.3.2 Nitrogén vegyületek lebontása.....	19
1.3.3 Foszfor eltávolítás.....	21
1.4 Tápanyag-eltávolítás biofilmes rendszerekben.....	22
1.4.1 Biofilm hordozó felépítése:	23
1.4.2 Anyagtranszport a biofilmes rendszerekben.....	24
1.4.3 Nitrogén eltávolítás:.....	26
II. Kísérleti rész.....	28
2.1 A diplomamunka célja	28
2.1.1 A laboratóriumi rendszer felépítése	29

2.2.	Mérési módszerek	30
2.3.	Mérési eredmények, értékelés.....	32
2.3.1	Első konstrukció	32
2.3.2	Második konstrukció.....	36
2.3.3	Harmadik konstrukció.....	39
	Következtetések.....	43
	Irodalomjegyzék.....	46
	Mellékletek	48

Kivonat

Diplomadolgozatomban az eleveniszapos és biofilmes eljárások legszerencsésebb tulajdonságait ötvöző két iszapkörös (2AB) mozgóágyas biofilmes modellberendezés (MBBR) különböző konstrukcióinak szerves anyag és nitrogén-eltávolítását vizsgáltam, a beüzemelési fázisban. A dolgozat röviden bemutatja a szennyvíz jellemzésére használt főbb paramétereket, az eleveniszapos és biofilmes szennyvíztisztítás folyamatát, azon belül kitér a szervesanyag lebontására, valamint a nitrogénformák eltávolítására.

A kísérleti részben egy már meglévő laboratóriumi két iszapkörös mozgóágyas biofilmes szennyvíztisztító berendezésben, három különböző lehetséges elgondolás szerint vizsgáltam a készülék tápanyag-eltávolításának hatékonyságát.

A kísérletekből kiderül, hogy mindhárom összetételben megfelelőnek bizonyult a szervesanyag eltávolítása, míg a befolyó ammónia-nitrogén koncentráció csak a harmadik konstrukcióban kezdett el a kívánt arányban csökkenni. Elmondható, hogy a rendszer megfelelő felállásához hat hét nem volt elegendő, mivel jól láthatóan a reaktorokban lévő tölteteken a biofilm réteg még nem alakult ki, ennek ellenére a rendszer így is képes a szerves szennyezők hatékony biodegradációjára, valamint a kísérlet utolsó hetében a nitrogén-eltávolítás hatásfoka is megnövekedett.

Kulcsszavak: MBBR, 2AB, eleveniszap, biofilmes eljárás, szervesanyag-eltávolítás

Abstract

The removal of organic materials and nitrogen of differently constructed two-sludge-circles (2AB) moving bed biofilm reactor (MBBR) bench scale equipments, which incorporates the properties of activated sludge and biofilm processes, has been investigated in the phase of the installation. The main parameters for characterisation of wastewater and the process of sewage treatment with activated sludge and biofilm technologies including the biodegradation of organic materials and removal of different nitrogen compounds have been described in the first part of the diploma thesis.

The efficiency of nutrient removal has been investigated according to three different possible conceptions in wastewater treatment by means of a formerly existing laboratory-scale, two-sludge-circles moving bed biofilm reactor.

It has turned out that the removal of organic materials is sufficient in all the three cases while the ammonia-nitrogen concentration in the loading started to decrease with the requested range in the third case. It can be concluded that the six weeks has not been enough to set-up the system properly, since it is clearly seen that biofilm has not been evolved on the filler of the reactor. Nonetheless, the system is still capable of the effective biodegradation of the organic compounds; and the efficiency of nitrogen-removal has been increased in the last week of the experiment.

Keywords: MBBR, 2AB, activated sludge, biofilm process, removal of organic compounds

Köszönetnyilvánítás

Ez úton is szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek, Dr. Kárpáti Árpádnak és Szentgyörgyi Eszternek, a munkám során nyújtott szakmai segítségéért, az irányításért és építő jellegű kritikáiért. Köszönöm segítőkész támogatásukat, és türelmüket.

Bevezetés, célkitűzés

Az elmúlt másfél évtizedben jelentős előrelépések történtek a biofilmes szennyvíztisztítási eljárások fejlesztésében. A szervesanyag illetve a nitrogén-formák, egyes esetekben pedig a foszfor biológiai eltávolítására is alkalmas reaktorok az eleveniszapos rendszerek komoly alternatívájaként léptek fel. Előnyükként megemlítendő, hogy a biofilmes eljárás könnyedén beilleszthető a már meglévő technológiákba, és a területigényük sem számottevő, mivel pontosan azzal a céllal is készültek, hogy a megnövekedett, és koncentráltabb terhelést a térfogatok növelése nélkül tudják kezelni.

A szervesanyag-, és nitrogén-eltávolítás nem független a tisztítási rendszer sajátosságaitól, a bioreaktor-elrendezés mellett a reaktor hidraulikai paraméterei és viszonyai (az átfolyás jellege, a tartózkodási idő és az iszapkor), illetve a biomassza tulajdonságai (biofilmes vagy pelyhes szerkezet) egyaránt befolyásolják a mikroorganizmusok szaporodási jellemzőit.

A szennyvíztisztító telepek biológiai folyamatai a tápanyagnak és mindenkori környezetnek megfelelően változó összetételű mikroorganizmusok működésének eredménye. A kialakuló faunát nagyban meghatározzák olyan külső körülmények is, mint a tápanyagterhelés, a változó hőmérséklet, valamint az időszakosan megjelenő esetleges toxikus összetevők.

Az 1960-es évek elejéig az épített szennyvíztelepek főképpen a szerves anyag eltávolítására koncentráltak. Később fontos szerepet kapott a növényi tápanyagok eltávolítása. A nitrifikáció, denitrifikáció és a biológiai többletfoszfor eltávolítással kapcsolatban a kutatási adatok ugyanakkor nagyrészt az eleveniszapos megoldásoktól származtak. A '90-es évektől kezdve a biofilmes rendszereknek igen sok változata fejlődött ki. A vízborításos (*submerged*) biofilmes egységek között a rögzített (*fix*) ágyas, az expandált ágyas, illetve a fluidizált ágyas reaktorok terjedtek el, de intenzív fejlesztés tapasztalható a mozgóágyas biofilm reaktorok esetében is.

Dolgozatom célja, hogy az eleveniszapos és biofilmes rendszerek tulajdonságait ötvöző hibrid, vagy MBBR berendezést különböző konstrukciókban működtetve bemutassam annak szervesanyag-, és nitrogén-eltávolító hatásfokát.

I. Irodalmi rész

1.1 A szennyvíztisztítás szükségessége, fejlődése

Napjainkban a vízgazdálkodás területén az egyik legjelentősebb témakör a szennyvíztisztítás kérdése. A különböző (kommunális, ipari, ill. mezőgazdasági) szennyvizek kezelésére már a múlt évszázadban is folytak kutatások. A cél minden esetben az volt, hogy a befogadóba (folyók, tavak) olyan víz kerüljön, mely nem jelent terhelést az élővilágra, és nem indít be visszafordíthatatlan folyamatokat. A befogadó terhelhetőségét a fogadó és fogadott közeg mennyisége és szennyezettsége, valamint a befogadóra vonatkozó vízminőségi határértékek (befogadó-határértékek) szabják meg. Az egyre szigorodó előírások, és a befolyó kommunális szennyvíz koncentrálódása miatt szükségeszerű a szennyvíztisztítási eljárások hatékonyságának felülvizsgálata, illetve növelése.

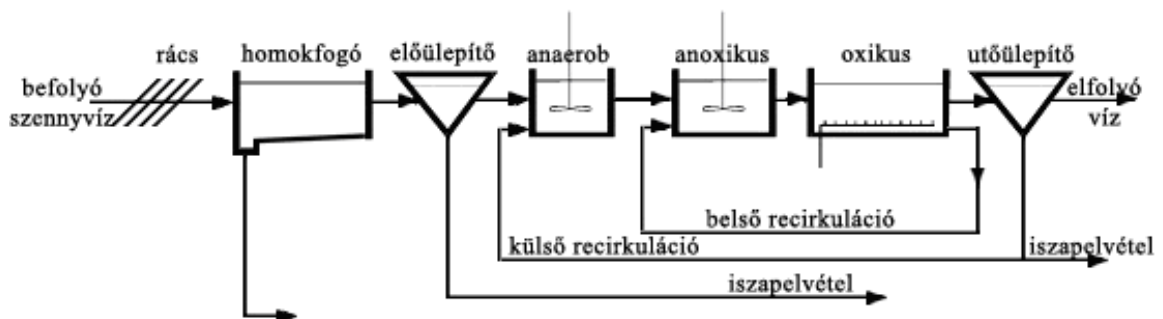
A rekalcitrans, vagy perzisztens szerves szennyezők biológiai lebontása lassú, hagyományos lakossági vagy üzemi biológiai szennyvíztisztítóban nem kivitelezhető. Ilyen vegyületek a peszticidek, oldószerek, színezékek, detergensok, stb. Ezek az anyagok felhalmozódhatnak a környezetben, és egy kritikus koncentrációt elérve toxikus hatást fejthetnek ki. Egyéb kedvezőtlen hatásokkal is számolni kell, mint például a habzás, illetve az oxigénátadás hatásfokának a csökkenése.

A könnyen biodegradálható anyagok általában oldott állapotban vannak, lebontásuk gyors, és a mikroorganizmusok legtöbbje számára lehetséges. Ilyenek például a cukrok, ecetsav, etanol, stb. A kommunális szennyvizek túlnyomó többségben ilyen szennyezéseket tartalmaznak. A könnyen biodegradálható szennyezők is rendelkeznek káros környezeti hatásokkal, ilyen például az anaerobitás, ami a mikrobiológiai folyamatok következtében az élővízben való oxigénfogyást jelenti. Ennek következménye az anaerob rothadás.

A nitrogén különböző formáinak eltávolítása rendkívül fontos, mivel a nitrit és nitrát is jelentős veszélyt jelenthet a környezetre és az egészségre. A gyomorba kerülő nitrit a viszonylag kis pH miatt nitráttá alakulhat, a folyamat során nitrosaminok keletkezhetnek, melyek köztudottan rákkeltőek. A nitrát ionok egy másik egészségkárosító hatása a metahemoglobénia. A hemoglobin 1-2%-a metahemoglobin, ám ha ez 10% fölé emelkedik,

akkor korlátozza a vér oxigénfelvételét, mely az említett betegség kialakulásához vezet. A nitrogén és a foszfor együttesen magas koncentrációja ugyanakkor a befogadóiban, élővizekben eutrofizációhoz vezet [1].

A kapacitási problémákkal küzdő, működő eleveniszapos rendszerek további fejlesztése is elengedhetetlen, mivel a megnövekedett terhelést, csak a méretek megnövelésével megoldani rendkívül drága lenne, ezért inkább a térfogati teljesítmény növelését tartják fontosnak a kutatásoknál. A fizikai, biológiai és kémiai eljárások közül a leginkább a biológiai tisztítás intenzifikálása lehet a megoldás az előírt határértékek betartásának eléréséhez. A mechanikai eljárások a szűrésen és üleptésen alapulnak, ezek segítségével viszont csak korlátozott százalékban távolíthatók el a különböző szennyezők. A kémiai eljárásokat inkább elő- és utókezelésre használják, mivel a vegyszerköltség jelentősen növeli a tisztítás költségét. A biológiai eljárások közül napjainkban a legszélesebb körben alkalmazott az egylépcsős, eleveniszapos technológia, amelynek az általános felépítését az 1.1 ábra szemlélteti.



1.1 ábra A²/O eleveniszapos szennyvíztisztító berendezés technológiai sémája

Az elmúlt évtizedek során e technológia intenzifikálása, továbbfejlesztése eredményeképpen több különböző technológiai megoldás fejlődött ki, melyek közül a legígéretesebbeknek a membrán szeparációs és a hibrid technológiák tűnnek. Az előbbi előnyei közé tartozik, hogy az iszapkoncentráció akár 20 g/l-re is növelhető, ami 4,5 kg KOI/m³*d szerves anyag eltávolító kapacitás mellett megfelelő nitrifikációt is biztosíthat [2], ennek köszönhetően csökkenthetőek a szükséges reaktortérfogatok.

Ezzel a módszerrel növelhető a meglévő tisztítók kapacitása, azonban hátrányként jelentkezik a membrán ma még magas ára, illetve a bonyolult karbantartási és üzemeltetési igény, továbbá a megnövelt iszapkoncentráció miatt hasonlóan növekvő térfogati oxigénigény, és az oxigén bevitelének költségesebb biztosítási lehetősége is.

A hibrid technológiákban a biofilmes és az eleveniszapos rendszerek előnyeit próbálták ötvözni a fejlesztők. Ezekben a rendszerekben a hagyományos biofilmes illetve eleveniszapos megoldásoknál kialakítható térfogati kapacitásnál nagyobb fajlagos teljesítmény érhető el, míg az üzemeltetési költség jelentősen nem változik. Az eddig összegyűlt tapasztalatok alapján a szennyvíztisztítási technológiák fejlesztésének egyik lehetséges irányvonala lehet a hibrid rendszerek fejlesztése [3].

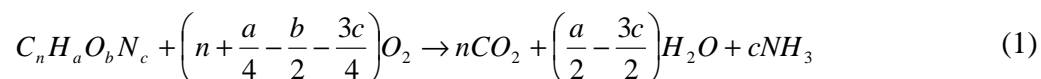
1.2 A szennyvíz jellemzésére szolgáló paraméterek

A szennyvizek forrásuktól függően különböző minőségi paraméterekkel rendelkeznek. Ezek az értékek határozzák meg legtöbb esetben a tisztító berendezés kialakítását, specifikálását. A BOI_5 , TOC és KOI érték a szerves anyag tartalomra vonatkozik, míg a TN, TKN, TP értékek a nitrogén és foszfor tartalomról adnak felvilágosítást.

1.2.1 Biológiai oxigénigény (BOI)

A biológiai oxigénigény az az oxigénmennyiség mg/l-ben kifejezve, amit a mikroorganizmusok a szerves és szervesetlen anyagok biokémiai oxidációjához felhasználnak. Minden esetben valamilyen meghatározott paraméterek (időtartam, hőmérséklet, mikroorganizmus tenyészet) között mérik. A baktériumok a szerves anyag oxidálható részét sejtépítőanyagként, táplálékként és energiaforrásként használják fel.

A biokémiai reakcióra felírható általános egyenlet (*1. egyenlet*) [4]



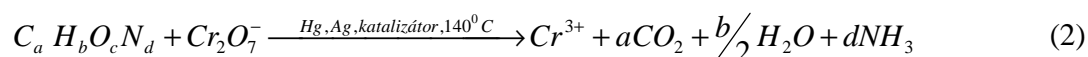
A biológiai oxidáció nem egy lépésben megy végbe, ennek következménye, hogy az ötödik nap után 60-70%-ban, míg a huszadik nap után 95-80%-ban tekinthető

befejezettnek. Gondot okozhat az ötödik nap után jelentkező nitrifikáló baktériumok jelenléte. Ezen szervezetek lemérgezésével a probléma kiküszöbölhető [4].

A BOI_5 érték az általánosan alkalmazott, a szennyvizek biológiailag oxidálható szerves anyag tartalmának jellemzésére, mely az 5 nap alatt, 20°C -on mért oxigénigény. Mivel biológiai úton nem lehet minden szerves anyagot eltávolítani, ezért mérik rendszerint az oxidáló vegyszerekkel mérhető kémiai oxigén igényt is.

1.2.2 Kémiai oxigénigény (KOI)

A kémiai oxigénigény értéke megmutatja, hogy mennyi oxigén szükséges a szerves szén teljes oxidációjához. Értéke szükségszerűen eltér (nagyobb) a BOI_5 értéktől. Amennyiben nagy a különbség a két érték között, akkor a minta nagy arányban tartalmaz olyan szerves összetevőket, melyek nehezen biodegradálhatóak. A kémiai oxidáláshoz erős oxidálószereket alkalmaznak: kálium-bikromáttal, vagy gyorsesztek esetén kálium-permanganáttal, savas közegben, Hg illetve Ag katalizátor jelenlétében, 2 órás 148°C -os roncsolással történik a mérés. A kémiai oxidáció egyenlete (2. egyenlet) [4]:



A szerves anyag nitrogénjének oxigénigénye nem szerepel a KOI-ban. A KOI mérés hátrányainál meg kell említeni, hogy nem minden aromás vegyület oxidálódik teljesen, a biológiai lebonthatóság sebességéről nem ad tájékoztatást, valamint nem tesz különbséget a biológiailag lebontható és az inert szerves szén között.

A mérés előnye, hogy kb. 3 óra alatt elvégezhető, a vízminőségi előírások rendszerint erre a paraméterre vonatkoznak, illetve a könnyen lebontható anyagoknál jól korreál azok BOI_5 -jével.

1.2.3 Összes szerves széntartalom (TOC)

A TOC az összes szerves szén jelenlétét jelenti a mintában, függetlenül a szerves anyag oxidálódási állapotától. Ennek meghatározása a szerves anyag oxigénnel és magas

hőmérsékleten történő oxidációval történhet, illetve kémiai oxidánsokkal UV katalizált környezetben, a keletkező szén-dioxid infravörös analizátor segítségével történő mérésével.

A TOC eltávolító teljesítmény a 3. egyenlet szerint számolható [5].

$$TOC \cdot \text{eltávolítási arány} \cdot (kg \cdot TOC / m^3 d) = \frac{Q(S_0 - S_e)}{1000 \times V} \quad (3)$$

ahol: S_0 , S_e : TOC értéke a befolyó és elfolyó vízben (mg/l),

Q: befolyó szennyvíz (l/nap),

V: aerob medence térfogata (l).

1.2.4 Foszfor-tartalom (TP)

A foszfor nem mérgező, de fölös mennyiségben a természetre károsan ható, „terhelő” összetevő. A foszfor az élő szervezetek fontos építőeleme. A bioszférában szinte kizárólag teljesen oxidált formája van jelen, foszfátként, a pH-tól függően eltérő oxidációs értékekkel [6]. Felvételére minden mikroorganizmusnak (MO) szüksége van. A foszforakkumuláló heterotrof MO-k (PAH-ok) elszaporodását úgy érik el, hogy az iszapot ciklikusan anaerob és levegőztetett zónákon keresztül vezetik át [7]. A könnyen bontható szerves tápanyagokat (acetát, kis molekulatömegű karbonsavak) ezek a MO-ok az aerob zónában nagyobb hatékonysággal képesek felvenni, és polifoszfát formájában raktározni. A foszfor-tartalom meghatározása ion kromatográfiával történik [5].

1.2.5 Nitrogén-tartalom (TN)

A szennyvíz nitrogén tartalma a szerves és szervetlen nitrogénből áll. Mivel a csatornahálózat anaerob rendszernek tekinthető, ezért a nitrogén redukálódott, döntő részben ammónium (NH_4-N) formában kerül a tisztítókbá. Statisztikák alapján a befolyó vízben az NH_4-N/TN arány kb. 82%. A nitrát tartalom viszont elenyésző, kisebb, mint 1 mg/l [4]. A szennyvíztisztítás modellezés fejlődésével párhuzamosan növekedett a szennyvíz ismert nitrogénfrakcióinak száma is (4. egyenlet) [8].

$$C_{TN} = S_{NOX} + S_{NH4} + S_{I,N} + S_{S,N} + X_{I,N} \quad (4)$$

ahol: C_{TN} : összes nitrogén,

S_{NOX} : nitrit és nitrát nitrogén,

S_{NH4} : ammónium és ammónia nitrogén,

$S_{I,N}$: oldott inert szerves nitrogén,

$X_{S,N}$: szuszpendált, könnyen bontható szerves nitrogén,

$X_{I,N}$: szuszpendált inert szerves nitrogén

1.2.6 Összes Kjeldahl nitrogén (TKN)

Az oldott, illetve a partikulált szerves nitrogén mérése a Kjeldahl nitrogén koncentráció és az ammónium nitrogén ismeretében számítható (5. egyenlet) [8].

$$C_{TKN} = S_{NH4} + S_{I,N} + X_{S,N} + X_{I,N} + S_{ND} \quad (5)$$

ahol: S_{ND} : oldott biológiailag könnyen bontható szerves nitrogén

1.2.7 Tápanyag-mikroorganizmus arány (F/M)

A legfontosabb tájékoztató paraméter a szennyvizek tisztításához a tápanyag-mikroorganizmus (F/M) arány. Ennek értékét az iszapelvétellel szabályozzák. A tápanyagmennyiség a belépő szennyvíz KOI, vagy BOI_5 egyenértéke, a mikroorganizmusok pedig az aerob medencében található eleveniszap (száraz tömege). Az F/M arány (6. egyenlet) megértéséhez fontos tudni, hogy nem csupán két mennyiség arányáról van szó, hanem a tápanyag tömegének a mikroorganizmusok tömegéhez viszonyított nagyságáról [9].

Az iszapelvét növelése nagyobb F/M arányt eredményez. A hagyományos aerob medencében az arány 0.2-0.5 kg BOI_5 / kg MLSS/nap a szerves anyag lebontásához, de nagyobb (<1.5) is lehet, ha az eleveniszapot nagyobb oxigént koncentrációjú levegővel levegőztetik. Az alacsony F/M arány általában megfelelő nitrogéneltávolítást is biztosít.

$$\frac{F}{M} = \frac{Q \cdot BOI_5}{MLSS \cdot V} \quad (6)$$

ahol: Q: befolyó szennyvíz/nap

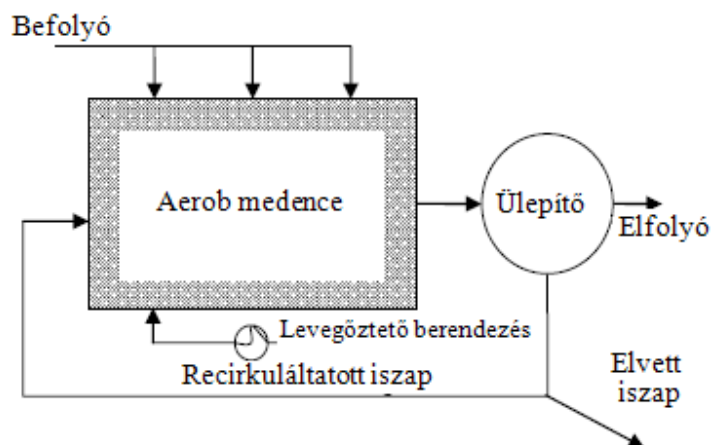
BOI₅: 5 napos biológiai oxigén igény (mg/L)

MLSS: Lebegő iszap szerves és szervetlen anyag (mg/L)

V: az aerob medence térfogata (m³)

1.3 Tápanyag-eltávolítás eleveniszapos rendszerekben

Az eleveniszapos rendszerekben a tisztítást végző mikroorganizmusok a pelyhekben különböző összetételű életközösségeket alkotnak. A „nem hordozóanyaghoz kötött” mikroorganizmusokkal történő tisztításra az első példát 1914-ben John Fowler mutatta be, majd az alap gondolat megszületését követően viszonylag gyorsan épültek további szennyvíztisztító telepek Angliában, majd néhány évvel később az USA-ban is. Az eljárás sikerének köszönhetően felgyorsult az eleveniszapos telepek építése, mely jelenleg is a leggyakoribb tisztítási eljárás [10]. Előnye, az egyszerű kiépítése, illetve stabil szerves anyag eltávolító képessége [2]. A biológiai folyamat eredményeként a baktériumok a szerves anyagokat szén-dioxiddá és vízzé oxidálják, a különböző nitrogénformákat pedig nitrogén gázzá alakítják. A hagyományos eleveniszapos rendszerek egy levegőztetett aerob zónából, és egy ülepítőből állnak. A rendszer egyszerűsített sémáját a 1.2 ábrán láthatjuk.



1.2 ábra Hagyományos eleveniszapos rendszer egyszerűsített sémája

Maga az eleveniszap azoknak a mikroorganizmusok és iszaprészeknek a koncentrátuma, melyek természetes állapotban megtalálhatóak a befolyó nyers

szennyvízben illetve a természetes vizekben is.

A mikroorganizmusok az aerob medencében kultiválódnak, ahol megfelelő mennyiségű tápanyag és oldott oxigén található. A belépő szennyvíz alkotóit az eleveniszap bontani, oxidálni, illetve beépíteni kezdi, majd a képződött iszappelyheket (szabálytalan alakú, gyenge szerkezetű, magas víztartalmú aggregátumok), mikroorganizmusokat az ülepitőben elválasztják a tisztított víztől. Az elválasztott iszapot visszavezetik az aerob medencébe, hogy a megfelelő iszapkoncentrációt biztosítsák. Az eleveniszapos rendszert több különböző módon (eltérő terheléssel) is üzemeltethetik:

- hagyományos eleveniszapos rendszer,
- kiterjesztett levegőztetésű eleveniszapos rendszer,
- stabilizációs eleveniszapos rendszer.

A három üzemeltetési mód legfőképpen a mikroorganizmusok tartózkodási idejében különbözik egymástól [11].

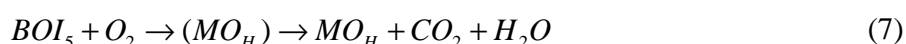
A korábbi egylépcsős eljárásokkal szemben érdemes megvizsgálni a viszonylag ritkán alkalmazott kétlépcsős, vagy két iszapkörös eljárás előnyeit is. Az ilyen kialakítású berendezéseknél előülepitővel nem rendelkező, két, egymás után kapcsolt eleveniszapos egység (aerob medence és ülepitő) működik. Léteznek egymedencés változatok is, ezek a hibrid megoldások. Ebben az esetben az egyik iszapforma a biofilm, a másik a lebegő eleveniszap rész. A kétmedencés megoldásnál az iszapok megfelelő recirkulációja következtében nem keverednek a reaktorokban lévő eleveniszap kultúrák, így lehetőség nyílik az autotróf és heterotróf folyamatok külön választására. Ennek előnye, hogy az egyes szennyezők eltávolítása érdekében az adott medencében nagyobb specializálódott mikroorganizmus koncentráció alakulhat ki [12]. A két lépcsős technológiákban a második aerob medencében a nitrifikáló (autotróf) mikroorganizmusok részaránya akár a 20-25%-ot is elérheti [2], míg az egylépcsős eleveniszapos technológiákban ez az arány csak mintegy 4-5% [13].

Minden eljárásban fontos szerep jut az elválasztási folyamatnak. Ez alatt a tisztított víz és az eleveniszap egymástól való minél hatékonyabb elszeparálását értjük, mely több

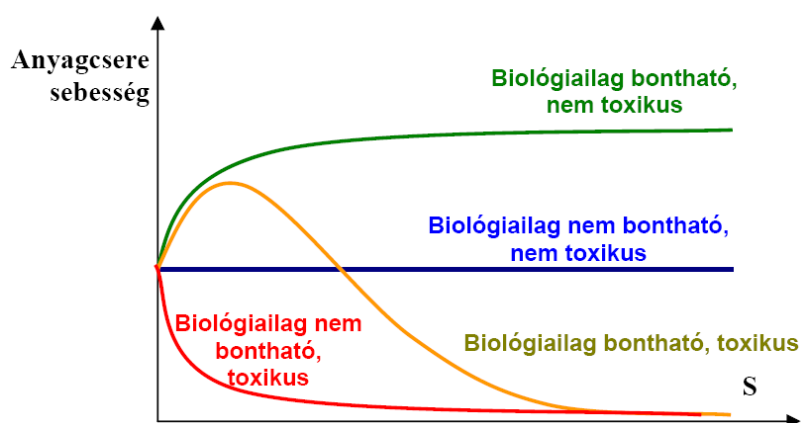
paraméter függvényében változik. A megfelelő ülepítéshez elengedhetetlen, hogy az F/M arány szűk tartományban maradjon, a hagyományos rendszerekben ez rendszerint 0.2-0.5 $BOI_5/kg\ MLSS \cdot d$ [14]. Az eljárás lényeges része, hogy a biomasszát nagy arányban hasznosítsuk újra. Így az iszapkor (SRT) a hidraulikus tartózkodási időhöz (HRT) képest növekedni fog. Ez lehetővé teszi, hogy a nagyszámú MO viszonylag rövid idő alatt oxidálja a szerves anyagokat. A levegőztetett medencében képződő iszappelyheket az ülepítőben választják el. Ennek egy részét a megfelelő iszapkoncentráció, és F/M arány fenntartásához recirkuláltatják az aerob zónába [14].

1.3.1 Szerves anyagok lebontása

A szerves anyagok oxidációja a levegőztetett (aerob) medencében történik. A biológiai folyamat a 7. egyenlettel írható le.



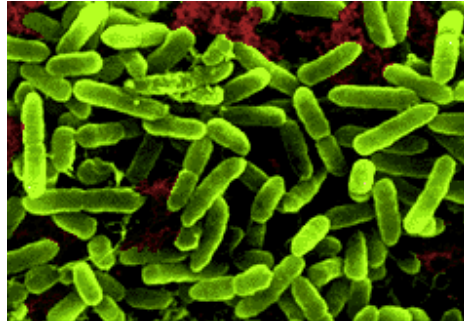
A szerves anyag beépítését, és az oxidációt végző baktériumok heterotrófok. A biológiai szennyezők eltávolítási hatékonysága a MO-ok metabolizmusától függ. Ezt a felhasználható szubsztrát minősége, és mennyisége határozza meg. A szubsztrátokat csoportosíthatjuk az anyagcsere sebességre gyakorolt hatásuk alapján is.



1.3 ábra A lebontandó szennyezőanyag kapcsolódása a mikroorganizmus enzimrendszeréhez

A mikroorganizmusok genotípusa meghatározza a baktériumok által lebontható, és hasznosítható szubsztrátokat (1.3 ábra). A legfontosabb heterotróf baktérium fajok:

Achromobacter, Alcaligenes, Arthrobacter, Citromonas, Flavobacterium, Pseudomonas (1.4 ábra), és Zoogloea [15].



1.4 ábra A heterotróf Pseudomonas baktérium [14]

A szennyvizek tisztításánál meg kell különböztetnünk biológiailag bontható nem toxikus, illetve toxikus anyagokat. Előbbiek lebontási kinetikáját a Monod-egyenlettel (8. egyenlet) jellemezhetjük, míg utóbbit az Andrews-kinetika írja le (9. egyenlet) [1].

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad (8)$$

ahol: μ : fajlagos növekedési sebesség (1/nap)

S: szubsztrát koncentráció (g/l)

K_s : féltelítési állandó (g/l)

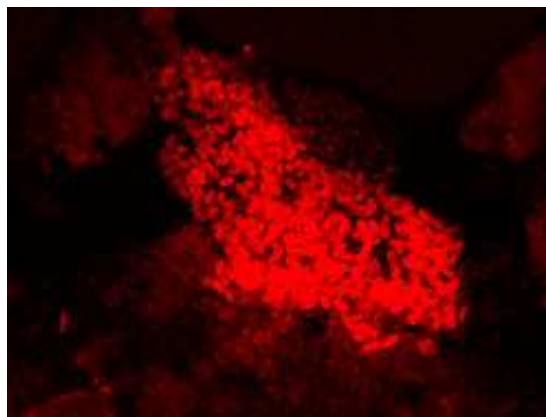
μ_{\max} : maximális fajlagos szaporodási index (1/nap)

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S + \frac{S^2}{K_i}} \quad (9)$$

ahol: K_i : inhibíciós állandó

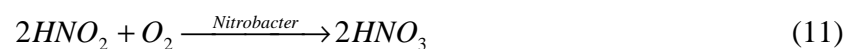
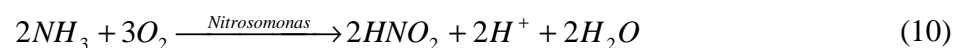
1.3.2 Nitrogén vegyületek lebontása

Az eleveniszapban végbemenő klasszikus nitrogén eltávolítás az autotróf nitrifikáción, és az azt követő heterotróf denitrifikáción alapul. Az aerob nitrifikációs folyamat a feltételezések alapján két lépcsőben valósul meg. Az első lépés a redukált formában lévő nitrogén ($\text{NH}_4\text{-N}$) nitritté oxidálása. Ezt a folyamatot a *Nitrosomonas* nevű csoportba tartozó baktériumok végzik. A nitritből nitráttá való átalakítás pedig a *Nitrobacter* fajokkal (1.5 ábra) történik.



1.5 ábra Az autotróf *Nitrobacter* baktérium [15]

Az ammónium-nitrát átalakulásban az elektron akceptor a molekuláris oxigén (10 és 11 egyenlet).



A nitrifikáció kinetikája több tényezőtől is függ az eleveniszapban:

- ammónia- és nitrát koncentrációk: állandó hőmérsékletet feltételezve, a folyamat sebességét elsősorban a jelenlévő tápanyagok koncentrációja határozza meg. A tápanyag ebben a helyzetben az oxigén és az ammónia. A lebontási sebesség arányos a baktériumok koncentrációjával [16].

- pH: a nitrifikáció optimális pH értéke a kutatók zöme szerint 8,0-8,5 érték közé esik [16]. Ha a pH érték alacsonyabb, akkor az ammónia gátló hatást fejt ki a nitrifikáló baktériumokra. A nagyobb (>8,5) pH értéknél az energiaforrása (NH_4^+) részben NH_3 formában van jelen, és ez a nitrifikálókra mérgező hatást fejt ki [16].
- Oxigénkoncentrációk: Az oxigén koncentráció a tápanyaggal együtt a kettős Monod összefüggést követi (12. egyenlet)

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S_0}{K_N + S_0} \cdot \frac{DO}{K_0 + DO} \quad (12)$$

ahol: K_N : féltelítési állandó az ammóniára vonatkoztatva (mg/l)

S_0 : az ammónia koncentrációja (mg/l)

DO: oldott oxigén koncentráció (mg/l)

A gyakorlati tapasztalatok alapján az oldott oxigén koncentráció (DO) 2 mg/l-ről 3 mg/l-re való növelésével a nitrifikáció sebessége megduplázódik [16].

- Hőmérséklet: Több kísérlet is történt annak meghatározására, hogy a hőmérséklet pontosan milyen irányban, és mennyire befolyásolja a nitrifikációt. Az adatok jó része azt mutatja, hogy a 10⁰C-ről 20⁰C-ra történő hőmérsékletnöveléssel a nitrifikációs sebesség 2,1-3,7-szorosára nő [16], 12⁰C-os vízhőmérséklet alatt pedig a folyamatok lejátszódásának valószínűsége felére csökken, 40-41⁰C-on illetve 4⁰C alatt a reakciók teljesen leállnak [17].
- BOI₅/TKN arány
- toxikus anyagok jelenléte.

A nitrifikáló (autotróf) baktériumok (μ_n) növekedési sebességének nagyobbnak kellene lennie, mint a heterotróf baktériumok (μ_h) növekedésének [18] (13. egyenlet).

$$\mu_h = 1/\Theta \rightarrow \mu_h \geq 1/\Theta \quad (13)$$

ahol: Θ : a tartózkodási idő (nap)

μ_h : heterotrófok fajlagos szaporodási sebessége (1/nap)

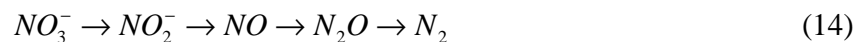
A nitrifikáló baktériumok növekedési sebessége jóval kisebb, mint a heterotrófoké, emiatt nagy iszapkor szükséges az ammónia oxidációjához. A nitrifikálók maximális szaporodási sebessége [18]:

$$\text{Nitrosomonas: } \mu_{\max}^* = 0,47 \cdot 1,10^{(T-15)} \quad (1/d)$$

$$\text{Nitrobacter: } \mu_{\max}^* = 0,78 \cdot 1,06^{(T-15)} \quad (1/d)$$

A Nitrosomonas növekedése sokkal lassúbb, mint a Nitrobacteré [18], így az ammónia révén keletkezett nitrit igen gyorsan oxidálódik tovább nitráttá. Ez azt eredményezi, hogy a nitrit nagy mennyiségben soha nem halmozódik fel és a teljes nitrifikációs folyamatot az ammóniának nitríté történő átalakulása határozza meg [18].

A denitrifikációt, néhány kivételtől eltekintve fakultatív anaerob mikroorganizmusok végzik. A folyamat tulajdonképpen a heterotróf baktériumok respirációján alapul, melyben elektron akceptorként a nitrát oxigénjét használják fel. A nitrát több lépcsőn keresztül alakul elemi nitrogénné [1] (*14. egyenlet*).



A Paracoccus fajoknál viszont megfigyelték, hogy nagy oldott oxigén koncentráció esetén is képesek a denitrifikációra [2].

1.3.3 Foszfor eltávolítás

A foszfor biológiai alapú eltávolítására több módszert is kidolgoztak, de minden eljárás azon az elven alapul, hogy az eleveniszapot váltakozva kell anaerob és aerob körülmények közé vezetni [7]. A folyamat során az anaerob körülmények között a sejtek foszfort adnak le. Itt még kémiaiilag kötött oxigén sem lehet jelen, szemben az anoxikus medencével. Tehát ebben a zónában az eleveniszap foszfort ad le a szennyvízbe. Aerob körülmények közé kerülve az iszap ismét felveszi a foszfort a vízből, többet, mint amennyit az anaerob fázisban leadott. A foszfor ily módon akkumulálódik az eleveniszapban. A biológiai tisztítási technológiát nem egy ízben kombinálják vegyszeres kicsapással, ilyen például a Phostrip eljárás, ahol meszes kezelést alkalmaznak [7].

1.4 Tápanyag-eltávolítás biofilmes rendszerekben

A biológiai szennyvíztisztítás egy újabb, folyamatosan fejlődő technológiája a biofilmes eljárás. A biofilmes rendszerek több előnyös tulajdonsággal is rendelkeznek az eleveniszapossal szemben. Ilyen például a rendszer stabilitása terhelésingadozások esetén, illetve hogy a mikroorganizmus tömeg a hordozó által védve van a rendszerben. Fontos megemlíteni viszont, hogy a biofilmes berendezések működése szempontjából kritikus lehet a biofilmben létrejövő diffúzió, mely a szubsztrátok transzportjára, ezáltal a mikroorganizmusok közti kompetícióra van hatással. A biofilmes reaktorokban, a reaktorok jellegétől függően általában eltérő vastagságú biofilm alakul ki, ezáltal a fenti hatások (diffúzió, kompetíció, inhibíciós hatások stb.) mértéke eltérő lehet [10].

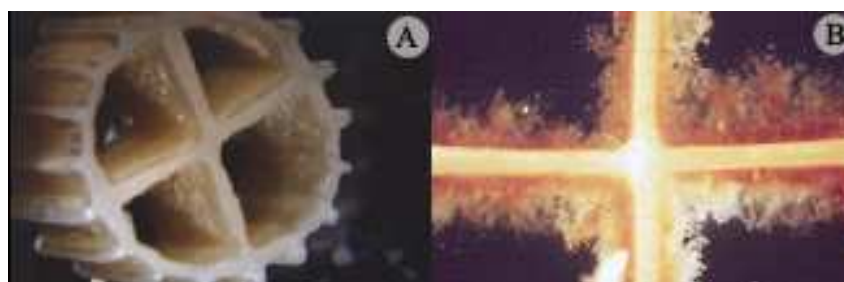
Az ilyen technológiával működő berendezéseket kezdetben a csepegtetőtestek és a forgótárcsás kontaktorok (RBC) képviselték. A csepegtetőtestek valamilyen porózus rögzített töltetet tartalmaznak, amelyen felülről folytatják át a szennyvizet. A kis fajlagos tisztítási hatások, és a korlátozott nitrogéneltávolítási kapacitás miatt ma már kevésbé használatos az e fajta eljárás a szennyvíztisztításban. A forgótárcsás kontaktoroknál a biofilm levegőztetését egy tengelyre fűzött tárcsasor vízszintes tengely körüli forgatása teszi lehetővé. Az itt megtelepedett baktériumok a forgatás során folyamatos tápanyag és oxigén ellátást kapnak. Eltávolítási hatások viszonylag korlátozott, de speciális (kaszkádszerű) kialakításnál nehezebben bontható szennyezők elbontására is alkalmasak lehetnek [2].

A csepegtetőtestes és eleveniszapos rendszerek együttesen továbbfejlesztett változatának tekinthetőek a fluid ágyas biofilm reaktorok. Ezek a reaktorok egyesítik a két rendszer előnyeit: a fix biofilm hártját, és a magas biomasza koncentrációt. Ezen belül megkülönböztetünk fix ágyas (FBBR), és mozgó ágyas biofilmes reaktort (MBBR). A biofilmes rendszerek aerob, anoxikus és anaerob körülmények közt is üzemeltethetők, függően attól, hogy milyen összetevőket kell eltávolítani. Az MBBR képes a nitrogén tartalom akár 70-80%-os eltávolítására is [11]. Az MBBR rendszer felépítésekor a cél az volt, hogy minél nagyobb fajlagos felületű hordozót alakítsanak ki, de azok egyben védő funkciót is ellássanak. Az MBBR tulajdonképpen az eleveniszapos eljárás egyik változata. Egyik legfontosabb tulajdonsága, hogy a baktériumok polietilénből készül, kis sűrűségű

hordozókon növekednek, miközben folyamatosan mozognak. Az elemek mozgását aerob medencében levegőztető berendezéssel biztosítják, míg anoxikus vagy anaerob rendszerben keverő berendezéssel. A reaktorokban a töltetre vonatkoztatott telítettségét az adott szennyvíz tisztításához mérten módosíthatjuk, de a maximális töltöttség nem haladhatja meg a 70%-ot. A már említett biofilm hordozók megfelelő védelmet biztosítanak a biofilmnek a környezeti hatásokkal szemben. Koncentráltabban telepednek meg a MO-ok a hordozókon, így a tisztítási hatékonyság is növekedni fog. Lehetővé teszi a különböző szennyezések specifikált eltávolításának lehetőségét, különösképpen a szerves anyagok eltávolításában [19].

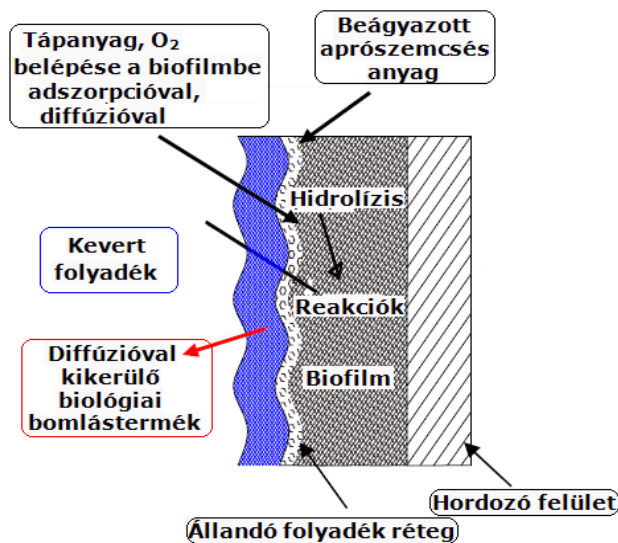
1.4.1 Biofilm hordozó felépítése:

Mint a fentiekben említettem, a hordozók általában polietilénből készülnek, a víznél kisebb sűrűséggel rendelkeznek. Az elemek kialakítására több modellt is teszteltek. Az egyik legelterjedtebb hordozót a Kaldnes cég fejlesztette ki. A mikroorganizmus kultúrák a hordozók felületén telepednek meg, létrehozva egy vékony biofilm réteget (1.6 ábra) [19].



1.6 ábra Biofilm hordozó A, Biofilm a hordozó elemen B

A biofilmekben található mikroorganizmusok tulajdonképpen ugyan azok, mint az eleveniszapos tisztító berendezésekben. Ezek a baktériumok az oxidációhoz oldott oxigént használnak fel. Amennyiben ez nem elegendő, akkor a nitrit, vagy nitrát oxigénjének segítségével bontják le a szerves anyagot [19]. A hordozó felületén egy állandó tapadó biomassza és vízréteg (folyékony film) alakul ki. Ezen rétegen keresztül diffúzióval jut be a biofilmbe a tápanyag, és az oxigén (1.7 ábra). A folyamat fordított irányba is lejátszódik, ekkor a biológiai bomlástermékek ellenkező utat bejárva jutnak vissza a folyamatosan kevert folyadékba.

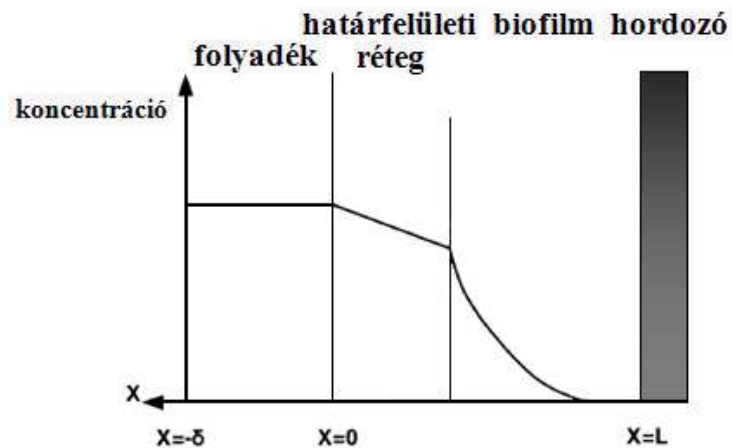


1.7 ábra Reakciók a biofilmben

Ahogy a mikroorganizmusok növekednek és szaporodnak, úgy lesz a biofilm réteg egyre vastagabb. Ennek hatására viszont az alsó rétegekben MO-k pusztulnak el, mivel a tápanyag és az oldott oxigén felvétele a külső rétegek számára lesz csak lehetséges. A biofilm szerkezetében megjelennek az anoxikus, illetve anaerob rétegek. A felső aerob rétegekben, ahol a szubsztrát, és oxigén koncentráció magasabb, ott fejlettebb szervezetek telepednek meg. Az alsó rétegekben, alacsonyabb tápanyag, és oldott oxigén tartalomnál, a fakultatív baktériumok lesznek túlsúlyban, itt a nitrát oxigénjét felhasználva a denitrifikációs folyamatok indulhatnak be. A mikroorganizmusok alsó rétegekben való folyamatos elhalása lehetővé teszi a biofilm felső rétegeinek leszakadását, amelyet tulajdonképpen a folyadék mos le [19]. Ezzel a biofilm réteg folyamatos megújulása is lehetővé válik.

1.4.2 Anyagtranszport a biofilmes rendszerekben

A biofilmes rendszerekben az anyagtranszport általában két lépésből áll: a konvektív és diffúziós transzportból, mely a biofilm határfelületén való áthaladást jelenti, valamint a biofilmből való diffúziót a sejtekbe. A határfelület tulajdonképpen egy folyékony filmet jelent, amely körülveszi a biofilmet, és melynek a koncentrációja fokozatosan változik a biofilmtől távolodva (1.8 ábra).



1.8 ábra A koncentráció alakulása a biofilm határfelületén

A külső anyagtranszfer a következő egyenlettel határozhatjuk meg (15. egyenlet):

$$N = h(S - S_s) \quad (15)$$

ahol: N : szubsztrát befolyás a biofilm felületére ($\text{g/m}^2\text{-d}$)

h : külső anyagtranszfer koefficiens vagy külső diffúzió (m/d)

S, S_s : szubsztrát koncentráció a folyadékban, és a biofilm felületén (mg/L)

A külső anyagtranszfer koefficiensét a következőképpen definiáljuk (16. egyenlet):

$$h = \frac{D}{\delta} \quad (16)$$

ahol: D : a határfelület vastagsága (m)

δ : molekuláris diffúzió (m_2/d)

A határfelület vastagsága szabályozza a külső tápanyag-átvitelt. Vastagabb rétegnél a külső diffúzió értéke kisebb. Ha a folyadék áramlási sebességét növelik, akkor a határfelület vastagsága csökken, és ez fokozottabb külső anyagtranszportot eredményez [5].

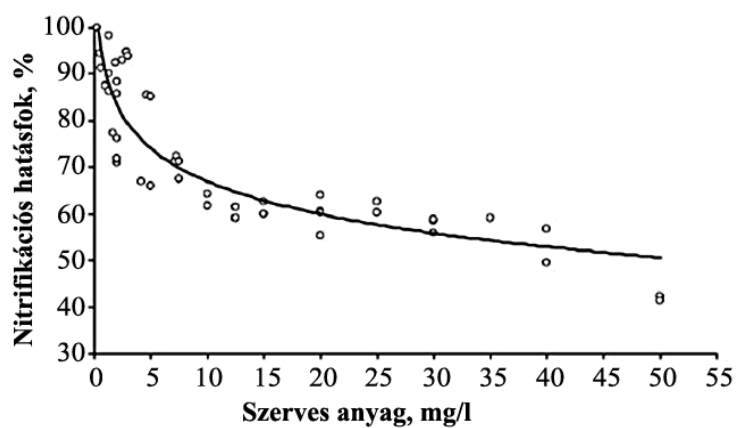
1.4.3 Nitrogén eltávolítás:

A nitrogén eltávolítás kémiai folyamatai az eleveniszapos rendszerénél már említésre kerültek. A biofilmes rendszereknél ez hasonlóan működik, viszont alapvetően meghatározza a reakció kinetikáját a biofilmbe való tápanyag bejutás, ugyanakkor az autotróf mikroorganizmusok biokémiai folyamatait a hőmérséklet, a sótartalom, a pH, a toxikus anyagok jelenléte illetve a szubsztrát koncentrációk határozzák meg. A környezeti paraméterek (hőmérséklet, pH, sótartalom) megfelelése esetén, a biofilmes rendszereknél a nitrifikáció lejátszódását a szubsztrát ($\text{NH}_4\text{-N}$, oldott oxigén) koncentráció, a szubsztrát diffúzió illetve a szerves anyag koncentráció határozza meg. Ezen tényezők közül elsődlegesen fontos az ammónium-nitrogén jelenléte, melynek hiányában vagy túl kicsi koncentrációjánál ($0,07 \pm 0,05 \text{ mg/l}$) a nitrifikáló baktériumok nem működnek [20]. Az $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentráció növekedésével a reakció kinetikája első rendű lesz [20], majd a Monod-kinetikát követi.

Ugyancsak fontos a folyamat lejátszódásának szempontjából az oldott oxigén jelenléte (DO), mely koncentrációja az eleveniszapos rendszerekben 2-3 mg/l, a biofilmes rendszerekben azonban az egymásra épülő mikroorganizmus populációkon keresztüli szubsztrát diffúzió miatt ez a koncentráció magasabb kell legyen, hogy a biofilm belsejében se alakuljanak ki anaerob körülmények. A biofilm belseje felé haladva csökken a DO és az $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentráció, és a nitrifikáció következtében keletkező NO_3^- koncentráció növekszik, így a belsőbb rétegekben lehetségessé válik a denitrifikáció. Ahhoz, hogy ezek a folyamatok le tudjanak játszódni, a biofilm körüli folyadékfázisban megfelelő oldott oxigén koncentrációt kell tartani [20].

Egyes feltételezések szerint a kellő sebességű nitrifikáció lejátszódásában az $\text{NH}_4\text{-N}$ - DO arálynak is fontos szerepe van, mely optimálisan 2-5 g $\text{O}_2/\text{NH}_4\text{-N}$ [20]. Az aerob reaktortérben (iszapphely és a biofilm külső rétege) a heterotróf mikroorganizmusok kompetíciós előnybe kerülnek az autotróf szervezetekkel (nitrifikálók) szemben. A biofilm rétegződése aerob zónában ezek alapján úgy épül fel, hogy a külső rétegben a heterotrófok helyezkednek el, az autotrófok pedig az alatta levő, oxigénben már kicsit szegényebb rétegekbe szorulnak. Az oldott oxigén koncentráció a heterotróf rétegen való átdiffundálás

után kis szerves anyag terhelés esetén 0,5 mg/l-rel, míg nagy szerves anyag terhelésnél 2,5 mg/l-rel is csökkenhet. A nitrifikációs hatások csökkenését különböző szerves anyag koncentrációknál az 1.9 ábra szemlélteti.



1.9 ábra A szerves anyag koncentráció hatása a nitrifikációs hatásokra

II. Kísérleti rész

2.1. A diplomamunka célja

A lakossági szennyvíz összetételének koncentrációja miatt hatékonyabb tápanyag, és KOI eltávolítás vált szükségessé a szennyvíztisztítás területén. Fejlesztési irányként korábban már megjelent az eleveniszapos és biofilmes rendszerek kombinációja, mint alkalmazási lehetőség jelentkezett. Ezt az eljárást IFAS (Integrated Fixed film Activated Sludge)-ként vagy hibrid rendszerként ismerik. A jelenlegi fejlesztéseknél az ilyen hibrid rendszereket mozgó ágyas biofilmes rendszerként (Moving Bed Biofilm Reactor, MBBR) alakítják ki.

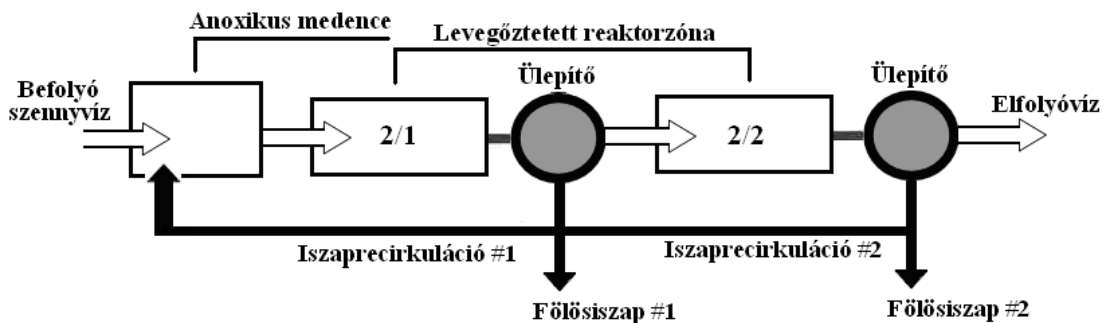
Diplomamunkám célja az volt, hogy folyamatos üzemeltetés mellett egy már meglévő, kétlépcsős, mozgóágyas biofilmes, laboratóriumi berendezést (MBBR-2AB) a beüzemelési fázisban a KOI-, és ammónia-eltávolítás hatékonyságának szempontjából elemezzem, különböző konstrukciók és üzemeltetési paraméterek mellett. A vizsgálat alatt végül három különböző változat került kialakításra, a medencék számától, az iszaprecirkuláció módjától, és a feladás volumenétől függően. A rendszer úgy lett kialakítva, hogy az első reaktor nagy szervesanyag terhelésnek (2-4 kg KOI/m³d) volt kitéve (*I. sz. melléklet*), míg a második lépcsőnek a nitrogénformák eltávolítása volt a feladata, 0,2-0,4 kg NH₄-N/m³d terheléssel. A rendszert 700-900 mg KOI/l és 70-80 mg NH₄-N/l koncentrációjú modellszennyvízzel üzemeltettem, azaz a KOI/NH₄-N arány 10-13 volt, mely érték megközelítőleg egyezik a kommunális szennyvizek tisztítóba befolyó értékeivel.

Az eltávolítás hatásköréről az első és a második reaktorokból vett minták elemzése adott információt. Méréseket végeztem a minták KOI (*II. sz. melléklet*), ammónium-nitrogén (*III. sz. melléklet*), nitrát-nitrogén, oldott- és lebegőanyag-tartalmára, valamint a két különböző összetételű szennyvíz KOI-jára és ammónium-nitrogénjére, a 2.2 fejezetben leírt mérési módszerekkel.

A reaktorok a veszprémi kommunális szennyvíztisztító telep utóülepítőjének recirkuláltatott iszapjával lettek beoltva, háromszoros hígításban.

2.1.1 A laboratóriumi rendszer felépítése

A laboratóriumi szennyvíztisztító berendezés egy anoxikus, két oxikus és az egyenként utánuk kötött ülepítőkből állt (2.1. ábra). A két levegőztetett medence Kaldnes-töltetekkel (K1-típusú) töltött, melyek nagy fajlagos felületet biztosítanak a mikroorganizmus populáció kialakulásához, biofilm formájában.



2.1. ábra Kétlépcsős MBBR modellberendezés technológiai sémája

A berendezés reaktor térfogatokat és a hordozó-töltöttségi arányokat a 2.1 táblázat tartalmazza. A 2/1 reaktorban a biofilm hordozók által biztosított fajlagos felület nagysága $150 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ($1,65 \text{ m}^2$), míg a 2/2 reaktorban $135 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ($1,22 \text{ m}^2$) [2].

2.1 táblázat A berendezés medencetérfogatai, és az oxikus zónák töltöttsége

	anoxikus	2/1 oxikus	2/1 ülepítő	2/2 oxikus	2/2 ülepítő
Medencetérfogat (dm^3)	5	11	3,5	9	3,5
Töltöttség (%)	-	27,3	-	30	-

2.2. Mérési módszerek

A berendezés tápanyag eltávolításának jellemzésére méréseket végeztem KOI, NH₄-N, NO₃-N-re, iszapkoncentrációkra, illetve az elvett iszap lebegő-, és oldott-anyag tartalmára.

KOI koncentráció meghatározás

A minta 2 ml-jéhez 3 ml kromát reagenst adunk. Ezután 148 °C-on 2 órán keresztül roncsoljuk. A roncsolás után a lehűtött mintákat spektrofotométerrel mérjük.

Kromát reagens összetétele:

Bikromát reagens összetétel		
11,76	g/l	K ₂ Cr ₂ O ₇
850	ml/l	H ₂ SO ₄
35,28	g/l	HgSO ₄
150	ml/l	H ₂ O

Berendezés	Lovibond PC Spectro, CSB/COD reactor Al31
------------	---

NH₄-N tartalom meghatározása

A bemenő modellszennyvíz ammónia-nitrogén tartalma 80 mg/l feletti, a befolyóban és a két reaktorban levő koncentrációk meghatározására gyorstesztet használtam. Mivel a teszt 0-50 mg/l koncentrációk mérésére készült, ezért a befolyó szennyvíz mintát négyszeres, míg a reaktorból vett mintákat kétszeres hígítás után mértem meg. Az ammónia meghatározást gyorstesztel végeztük. A kész folyadékhoz 0.1 ml mintát pipettáztunk, majd egy adag szalicilátot, és egy adag cianurátot adtunk hozzá. A reagensek

hozzáadása előtt minden esetben meg kell várni míg, az oldatunk teljesen homogén lesz. A gyorsteszt reakcióideje 20 perc. Ennek eltelte után következett a minta mérése.

Berendezés	PC MultiDirect SN 05808
------------	-------------------------

NO₃-N tartalom meghatározása

A nitrát nitrogén meghatározásához először egy kalibrációs görbét kell felvennünk, amihez kálium-nitrát törzsoldatokat készítünk, melyek extinkciójából és a kálium-nitrát koncentrációkból kapott görbén a 0-50 mg/l koncentrációjú minták NO₃- tartalma meghatározható.

Kalibráló görbe felvétele:

A KNO₃-ból készített 0-5-10-20-30-50 mg/l-es oldatokból 1 cm³-t főzőpohárba pipettázunk, desztillált vízzel 10 cm³-re egészítjük ki, hozzáadunk 1 cm³ Na-szalicilát oldatot. A keveréket szárazra pároljuk, ügyelve arra, hogy a folyadék elpárolgása után azonnal megszüntessük a hevítést. A főzőpohárban maradt kristályokat 1 cm³ cc. H₂SO₄-val felvesszük. Néhány perc hűlés után 3 cm³ deszt. vizet és 7 cm³ NaOH oldatot adunk hozzá, desztillált vízzel Nessler-hengerbe mossuk át, és 50 cm³-re töltjük. A kapott világossárga színű oldat extinkcióját 410 nm-en mérjük.

Minta meghatározása:

A mintából 1 cm³-t pipettázunk, és a meghatározás ezután a kalibráló soréhoz hasonlóan történik.

Reagensek:	koncentráció
Na-szalicilát	1,5 g/100 cm ³
cc. H ₂ SO ₄	
NaOH	400g/1000 cm ³
Berendezés	Nanocolor-Linus

Iszapkoncentráció:

Az ülepitőkből vett szűretlen és vízszugárszivattyú segítségével leszűrt mintákból 50-50 ml mennyiséget a szárítószekrényben 105 °C-on szárazra pároljuk. Ezután a tömegmérés különbségeiből határoztam meg az oldott- és lebegőanyag-koncentrációkat.

2.3. Mérési eredmények, értékelés

2.3.1 Első konstrukció

A kétlépcsős MBBR laboratóriumi modellberendezés működtetését egy anoxikus, két oxikus, és két, a levegőztetett zónák után kapcsolt ülepitővel indítottam el. Az ülepitőkből recirkuláltatott iszap az anoxikus medencébe lett visszaforgatva (2.1 ábra). A kezdeti, befolyó modellszennyvíz (M1, 2.2. táblázat) KOI-ra nézve 900 mg/l, míg ammónia-nitrogénre 70 mg/l koncentrációjú volt.

2.2. táblázat Modellszennyvíz (M1) összetétele 120 liter mennyiséghez (04.02.- 04.16.)

Modellszennyvíz összetétel	
g/120 l	
tejpor	62,4
karbamid	9,6
(NH ₄) ₂ SO ₄	12
CaCO ₃	7,2
Na ₃ PO ₄	9,12
CH ₃ COONa	6
C ₆ H ₁₂ O ₆	30

A feladást úgy állítottam be, hogy a rendszerben a hidraulikus tartózkodási idő kb. egy napos legyen, azaz a befolyó modell szennyvíz 34,56 l/d térfogatárammal érkezett az anoxikus reaktorba. Ez az első oxikus reaktorban (2/1) 3,14 óras hidraulikus tartózkodási időt jelent, a második (2/2) reaktorban 3,84 órásat. A 2/1 reaktorban a szerves anyag

terhelés 2,9 kg KOI/m³d-os, a KOI/NH₄-N arány 13 volt, mely megfelel a kommunális szennyvíz KOI/NH₄-N arányának. A második lépcsőben, melynek célja a nitrogén eltávolítás, 0,3 kg NH₄-N/m³d a nitrogén terhelés, míg a szerves anyag terhelése 0,8 kg KOI/m³d, a KOI/NH₄-N arány így 2,7, mely ideális a nitrifikáló mikroorganizmusok számára.

Az iszap-visszaforgatás perisztaltikus pumpákkal történt, melyek időkapcsolóval voltak működtetve. A pumpák így 5 percenként fél percig forgatták vissza az iszapot. Köbözéssel az első recirkulációt 39,5 l/d-ra, a másodikat 44 l/d-ra állítottam, mely az első esetben 114%-os, a második esetben 127%-os recirkulációt jelentett.

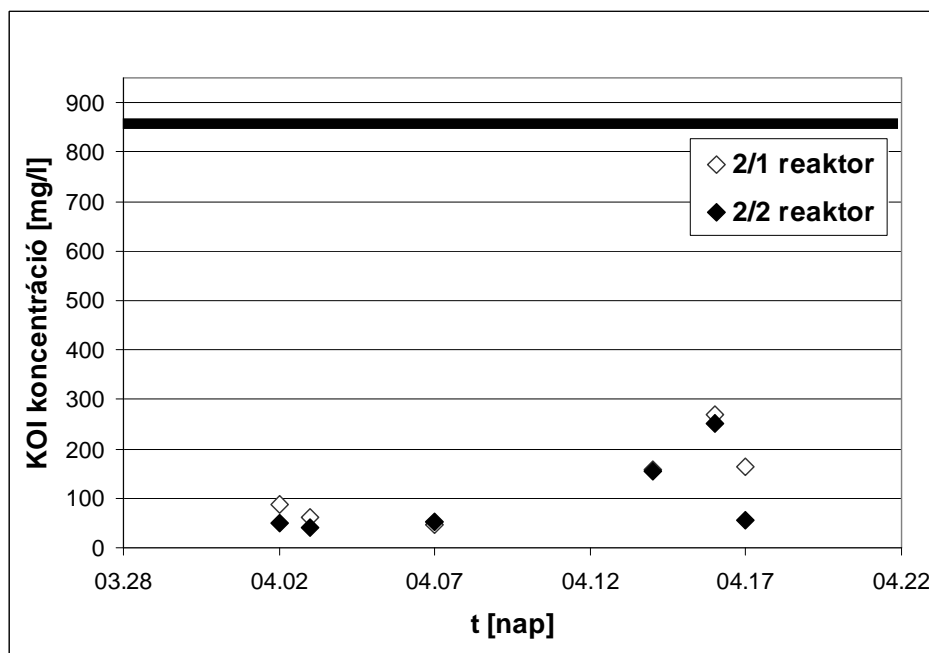
A kísérlet megkezdése után új összetételű modellszennyvizet (2.3. táblázat) kellett készíteni, mivel a tejpor nagy mennyisége miatt tejipari jellegű (kellemetlen szag, a reaktorokban levő iszap világos színe) szennyvíz került feladásra. A tejpor által szolgáltatott KOI-t cukorral, a nitrogént pedig ammónium-kloriddal helyettesítettem.

2.3. táblázat Modellszennyvíz (M2) összetétele 120 liter mennyiséghez (04.16.- 05.15.)

Modellszennyvíz összetétel	
g/120 l	
tejpor	15
karbamid	10
(NH ₄) ₂ SO ₄	12
CaCO ₃	7,2
Na ₃ PO ₄	9,12
CH ₃ COONa	6
C ₆ H ₁₂ O ₆	70
NH ₄ Cl	20

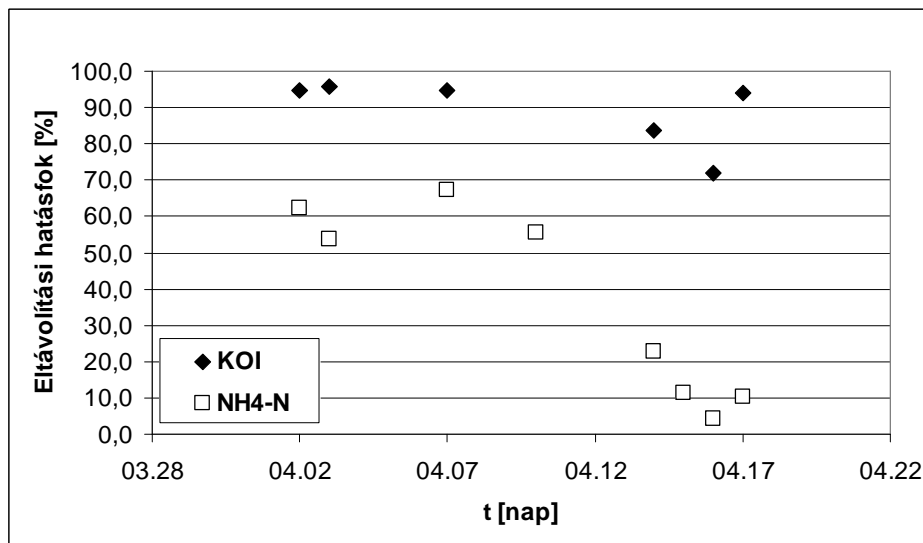
A második modellszennyvíz összetételét úgy állítottam be, hogy a befolyó KOI és NH₄-N koncentrációk az elsőjéhez hasonlóak legyenek, így a feladott szennyvíz 930 mg

KOI/1 és 70 mgNH₄-N/l volt. Naponta mértem a reaktorokból elfolyó szennyvíz KOI és NH₄-N koncentrációját, illetve a második reaktor NO₃-N koncentrációját. A 2.2 ábrán láthatóak a mért elfolyó KOI koncentrációk a 2/1 illetve a 2/2 reaktorból.



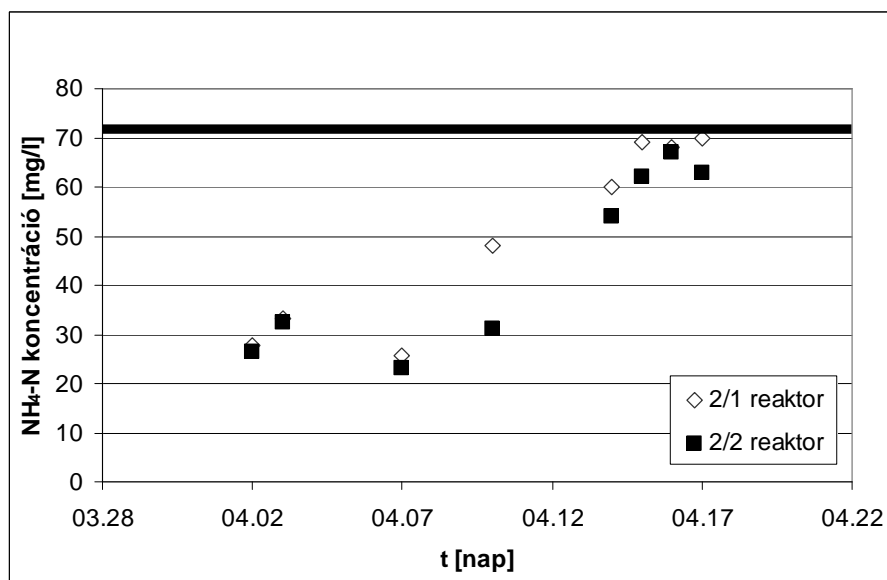
2.2 ábra A KOI koncentrációk változása az első szakaszban a 2/1 és a 2/2 reaktorban

A 2.3 ábrán feketével jelöltem a KOI eltávolítási hatásfokot. Látható, hogy egy kivételtől eltekintve a szerves anyag eltávolítás hatásfoka a teljes rendszerre tekintve 80% feletti. A 2.2 ábra alapján ezzel az eltávolítási hatásfokkal a laboratóriumi rendszer biztosítani tudja a 150 mg KOI/l alatti értéket, mellyel teljesíti a jelenleg érvényben levő jogszabály által (28/2004. (XII. 25) Korm. Rendelet) megadott elfolyó koncentrációt.



2.3 ábra A KOI és az NH₄-N eltávolítási hatásfoka az első szakaszban

A nitrogén eltávolítást a 2.4 ábra mutatja, melyen látható, hogy a kezdeti időszakban az első lépcsőben történik meg a nitrifikáció, melynek hatásfoka (2.3 ábra) nem éri el a 70%-ot. Később, valószínűsíthetőleg a nagy szerves anyag terhelés következtében, a heterotróf mikroorganizmusok kiszorították az autotróf fajokat, így ebben a reaktorban is visszaesett a nitrifikációs hatásfok 10-20%-ra (2.4 ábra).



2.4 ábra Az ammónium-nitrogén koncentrációjának változása az első szakaszban

Ebben a konstrukcióban, a 6,3 órás HRT mellett, illetve a recirkulációs áramnak a reaktorsor elejére (anoxikus medence) történő visszavezetése következtében, a harmadik nap után teljesen kimosódott az iszap a második reaktorból. Ennyi idő nem volt elegendő a biofilm kialakulásához, ebből következően nem történhetett meg a várt nitrogén eltávolítás a második lépcsőben. Nitrifikáció hiányában nem keletkezhetett $\text{NO}_3\text{-N}$ a reaktorban, így a visszaforgatott iszapárammal nem került kötött oxigén az anoxikus medencébe. Az első lépcsőben a nagy szerves anyag terhelés következtében a KOI eltávolításra specifikált heterotróf biomassza alakult ki, mely mellől fokozatosan kiszorulhattak az autotróf populációk, emiatt eshetett vissza a nitrifikációs határfok. Mivel tehát ebben a reaktorban sem keletkezett $\text{NO}_3\text{-N}$, így az első recirkulációs áram sem szállíthatott kötött oxigént az anoxikus zónába. Ezen okokból kifolyólag a rendszer elejére kötött anoxikus reaktorban idővel anaerob körülmények alakultak ki, ami a foszfor eltávolításhoz ideális lett volna, viszont a kísérlet szempontjából ez a medence értelmét veszítette, így a második szakaszban kikötésre került.

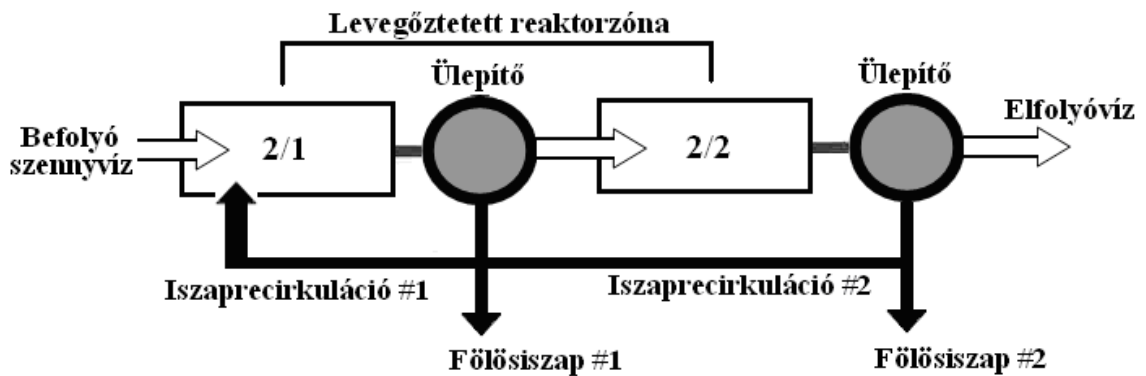
Az első konstrukcióra jellemző, átlagolt minőségi paramétereket a 2.4 táblázat tartalmazza.

2.4 táblázat Minőségi paraméterek az első szakaszban

	terhelés (Q) (l/nap)	KOI (mg/l)			$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)			$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	
		befolyó	2/1	2/2	befolyó	2/1	2/2	2/1	2/2
I.	34,56	929	132	101	70	50	45	1,20	2,02

2.3.2 Második konstrukció

A kísérlet második szakaszában a berendezést anoxikus medence nélkül működtettem, az iszap recirkulációja az üleptőkből az első oxikus medencébe történt (2.5 ábra). A befolyó szennyvízáram változatlan maradt, így a reaktorok és az üleptők összterfogatának csökkenése miatt a hidraulikus tartózkodási idő (HRT) az eddigi 1 nap helyett 0,77 napra csökkent. Az előző szakaszban elfolyt a második reaktorból az iszap, így az ismét beoltásra került.



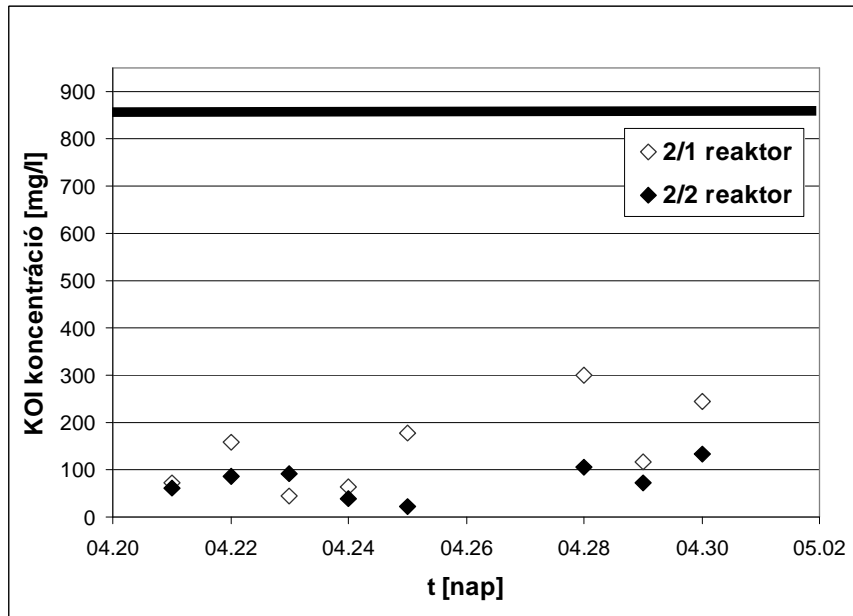
2.5 ábra A második kísérleti összeállítás technológiai sémája

Ebben a konstrukcióban is az előzővel azonos összetételű modellszennyvizet alkalmaztam, és hasonlóképp naponta mértem az első és második lépcső elfolyó ammónium-nitrogén és KOI koncentrációit, mely mérések átlagolt eredményeit a 2.5 táblázat tartalmazza.

2.5 táblázat Minőségi paraméterek a második szakaszban

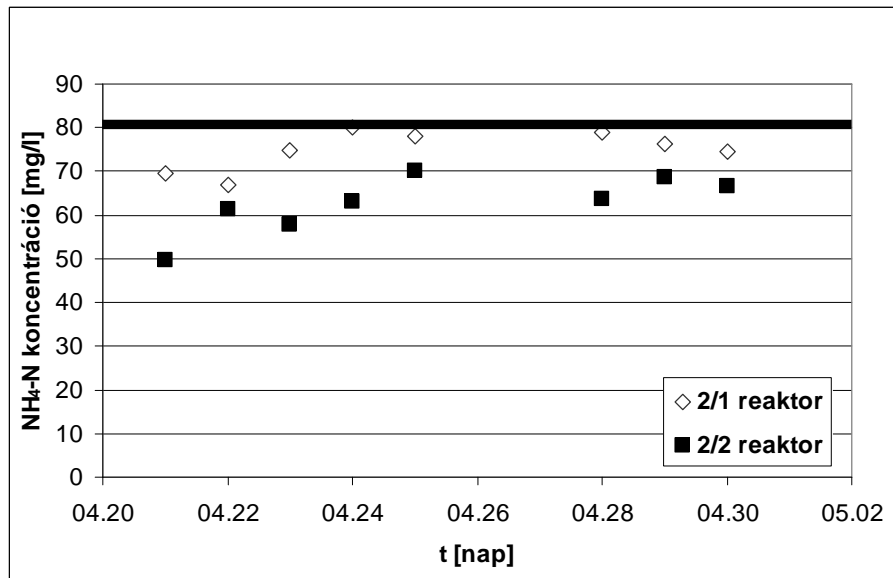
	terhelés (Q) (l/nap)	KOI (mg/l)			NH ₄ -N (mg/l)			NO ₃ -N (mg/l)	
		befolyó	2/1	2/2	befolyó	2/1	2/2	2/1	2/2
II.	34,56	872	146	91	78	75	63	1,34	2,75

Az anoxikus reaktor kikötése és a recirkulációs áramok első lépcsőre való visszavezetése nem változtatott a rendszer szerves anyag eltávolítási képességén, ezt mutatják a 2.6 ábrán szereplő mérési eredmények. Ahogyan az előzőekben, most is az első lépcsőben, mely terhelése 2,8 kg KOI/m³d, történt meg a szerves anyag eltávolításának zöme. A második lépcsőben számottevő KOI csökkenést nem tapasztaltam. Az elfolyó koncentrációk jelen esetben sem haladták meg a 150 mg/l értéket.



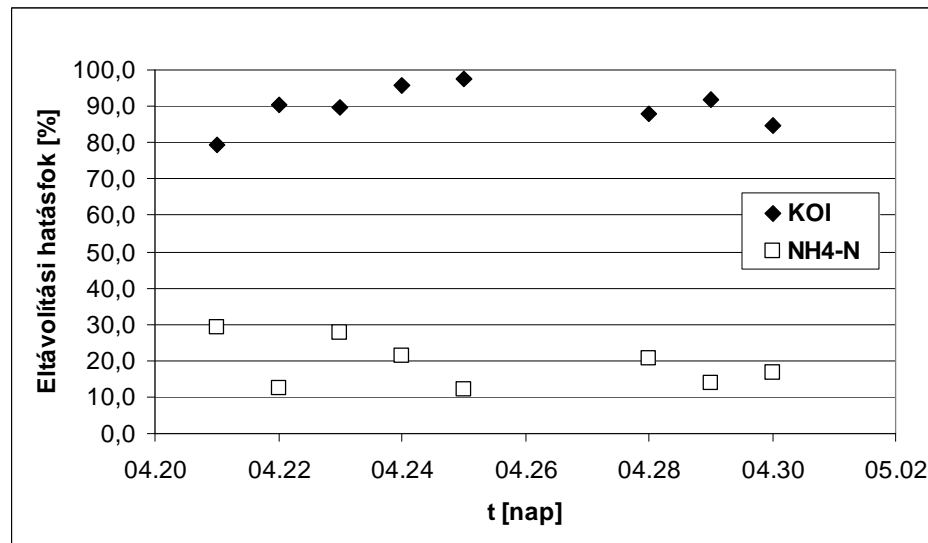
2.6 ábra KOI koncentrációk változása a második szakaszban a 2/1 és a 2/2 reaktorban

Az ammónium oxidáció ebben a konstrukcióban sem hozta a várt eredményeket. Mint a 2.7 ábra is mutatja a beoltást követően a második lépcsőben mértem egy-két alacsonyabb elfolyó koncentrációt, azonban ezek az értékek maximum 30%-os nitrifikációs hatásfokot jelentenek (2.8 ábra), mely négy nap elteltével 20% alá csökkent.



2.7 ábra Az ammónium-nitrogén koncentrációjának változása a második szakaszban

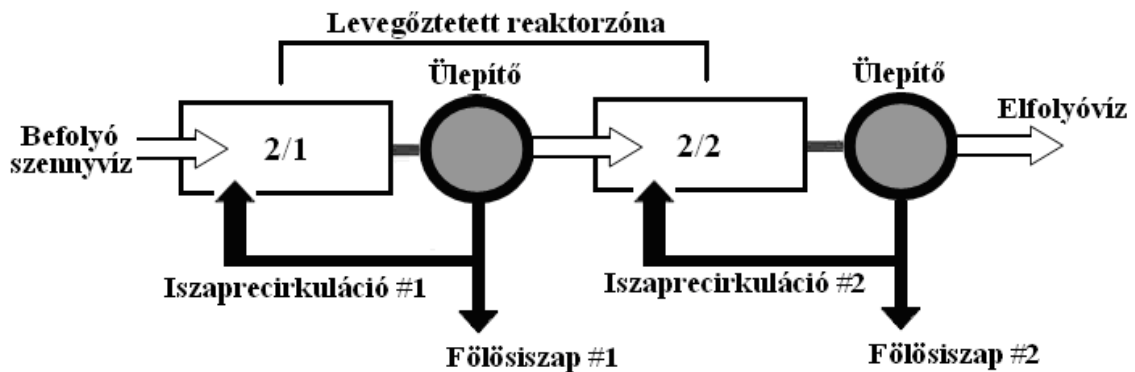
Az első lépcsőben, mint már az első konstrukció elemzésekor említettem, a nagy szerves anyag terhelésre specializálódott heterotrófok valószínűleg kiszorították a nitrifikáló szervezeteket, a második reaktorból pedig négy nappal a kísérlet elkezdése után újra kimosódott az iszap, biofilm megtapadását pedig szemrevételezés alapján még nem tapasztaltam a hordozókon.



2.8 ábra A KOI és az NH₄-N eltávolítási hatásfoka a második szakaszban

2.3.3 Harmadik konstrukció

A harmadik szakaszban is anoxikus medence nélkül üzemelt a rendszer, viszont az előző két összeállítás tapasztalatai (iszapkihordás) alapján az iszapok recirkulációját módosítottam. Az iszapok visszaforgatását ezen esetben, a 2.9 ábrán látható technológiai séma szerint, a hagyományos két iszapkörös rendszereknek megfelelően alakítottam ki, azaz az első ülepítő iszapja az első oxikus medencébe, a második ülepítő iszapja pedig a második oxikus tartályba lett visszavezetve. A második lépcső oxikus reaktorának újra beoltása után már nem úszott el az összes iszap, kialakult egy állandó iszapkoncentráció (~2 g/l).



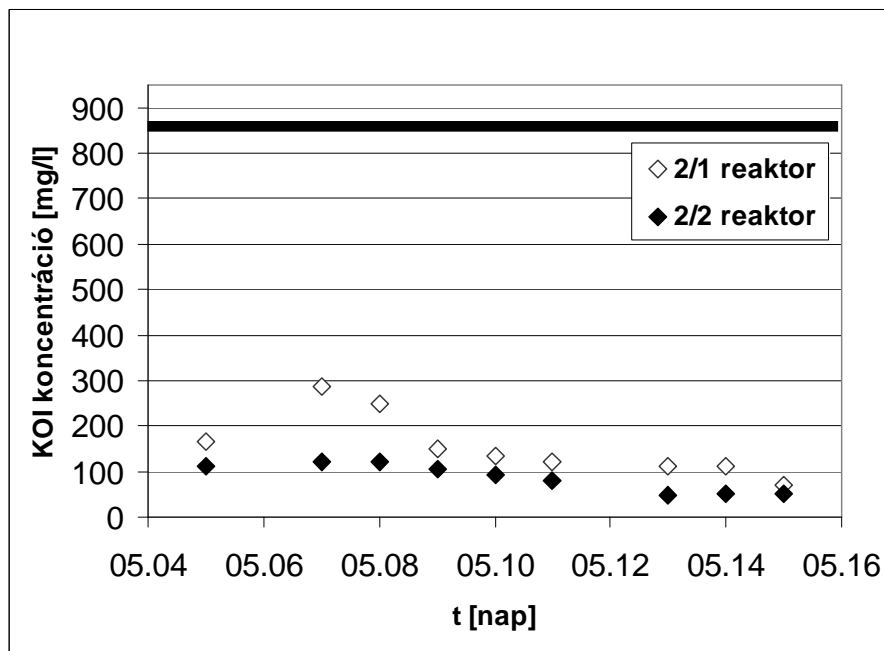
2.9 ábra A harmadik kísérleti összeállítás technológiai sémája

A befolyó modellszennyvíz összetételét nem változtattam meg, viszont a feladott térfogatáramot 51,84 l/d-ra növeltem, ennek következtében a teljes rendszeren a hidraulikus tartózkodási idő 0,5 napra csökkent. Az első lépcsőben a HRT így 5 órás, míg a második lépcsőben 4,2 órás volt. A harmadik kísérlet mért eredményeinek átlagolt értékeit tartalmazza a 2.6 táblázat.

2.6 táblázat Minőségi paraméterek a harmadik szakaszban

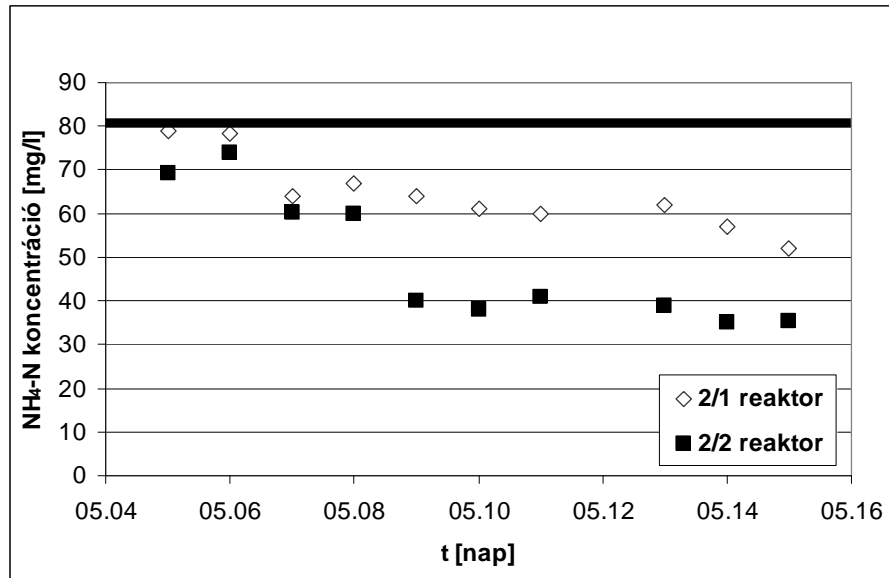
	terhelés (Q) (l/nap)	KOI (mg/l)			NH ₄ -N (mg/l)			NO ₃ -N (mg/l)	
		befolyó	2/1	2/2	befolyó	2/1	2/2	2/1	2/2
III.	51,84	850	155	86	80	63	46	1,76	2,65

Ebben a konstrukcióban is, az előzőekhez hasonlóan, a rendszer biztosítani tudja a 150 mg KOI/l alatti elfolyó koncentrációt. Mint az a 2.10 ábrán látható a terhelésnövekedés (4 kg KOI/m³d), és a HRT (5óra) csökkenés ellenére is a szerves anyag döntő többsége az első lépcsőben távolítódik el, míg a második lépcsőben csak minimális KOI eltávolítás következik be. Elmondható, hogy az első lépcsőben kialakult egy stabil heterotróf biomassza, melynek köszönhetően a rendszer biztosítani tudja a minimum 80%-os hatásfokot a szerves anyag eltávolításban (2.12 ábra).



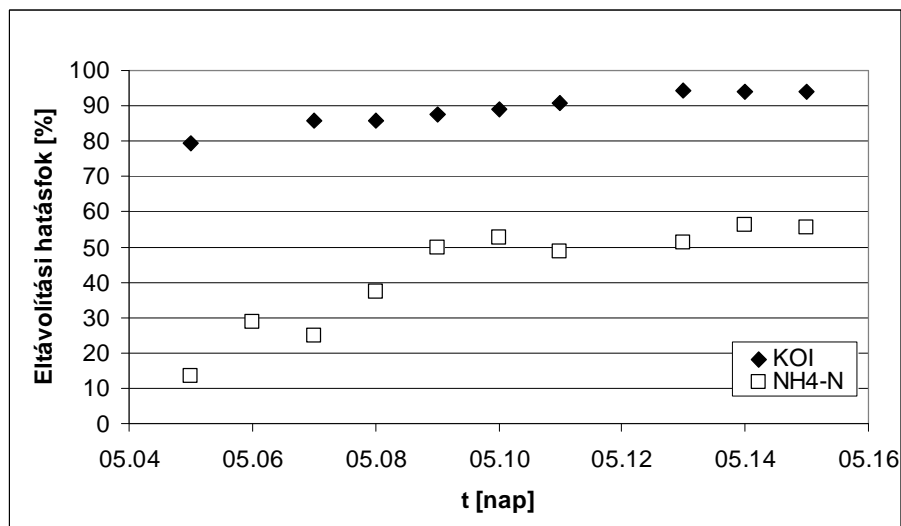
2.10 ábra KOI koncentrációk változása a harmadik szakaszban a 2/1 és a 2/2 reaktorban

A recirkulációs áramok átkötésének köszönhetően, mint már említésre került, a második lépcsőben is sikerült kialakítani egy állandó iszapkoncentrációt (~2g/l), melynek köszönhetően, mint a 2.11 ábra diagramján is látható, az első lépcső minimális nitrifikációja mellett a második lépcsőben is beindult a nitrogén eltávolítás. A 2/2 reaktorban ekkor 0,36 kg NH₄-N/m³d volt a nitrogén terhelés, a szerves anyag terhelés pedig 0,9 kg KOI/m³d, mely 2,5-ös KOI/NH₄-N arányt jelent, amely kedvező a második lépcső autotróf biomasszájának kialakulásához. A második reaktor utáni, elfolyó ammónium-koncentrációk ugyan még nem teljesítik az előírt elfolyó határértéket, azonban láthatóan csökkenő tendenciát mutatnak.



2.11 ábra Az ammónium-nitrogén koncentrációjának változása a harmadik szakaszban

A 2.12 ábra az ammónium nitrogén és a KOI eltávolítási hatásfokot mutatja a harmadik technológiai összeállításban. A szerves anyag eltávolítás hatásfoka stabilan 80-90%-os, mellyel az elfolyó KOI koncentráció 150 mg/l alatti lesz (2.10 ábra). Az NH₄-N eltávolítási hatásfoka, mint látható a 2.12 ábrán a második recirkulációs áram átkötése után (május 5), növekvő tendenciát mutat. A kísérletem befejezésekor (május 16.) 50-60%-os volt (2.12 ábra).



2.12 ábra A KOI és az NH₄-N eltávolítási hatásfoka a harmadik szakaszban

Következtetések

A környezetszennyezés ma már világméretű problémájában fontos szerep jut a kibocsátott használt víznek, amely komoly terhelést jelent környezetünkre. A szennyezett vizek tisztításának megoldására az elmúlt században a biológiai kezelés alternatívájaként az eleveniszapos rendszerek terjedtek el, viszont a fokozatosan átalakuló, koncentrálnódó kommunális szennyvíz összetétele, és a szigorodó jogszabályok új technológiák kifejlesztésére ösztönözték a kutatókat. Mivel a fizikai erőn, és a kémiai reakciókon alapuló eljárások csak bizonyos mértékig hatékonyak, illetve gazdaságosak, ezért a biológiai tisztítás intenzifikációja jelenthet megoldást.

Az idők során a hagyományos eleveniszapos technológia továbbfejlesztése eredményeképpen több különböző technológiai megoldás fejlődött ki, melyek közül a legígéretesebbeknek a membrán szeparációs és a hibrid technológiák tűnnek. Az előbbi számos előnye ellenére gazdasági megfontolásból ma még kevésbé alkalmazzák. A hibrid technológiák a biofilmes és az eleveniszapos rendszerek előnyeit ötvözik. Ezekben a rendszerekben a hagyományos biofilmes és az eleveniszapos megoldásoknál kialakítható térfogati kapacitásnál nagyobb fajlagos teljesítmény érhető el, míg az üzemeltetési költség jelentősen nem változik, valamint nagy előnyük, hogy könnyedén beilleszthetőek a már meglévő technológiákba.

A munkám célja egy laboratóriumi szennyvíztisztító berendezés tápanyag-eltávolító hatásfokának vizsgálata volt a beüzemelési fázisban. A felállított reaktorsor technológiája szerint, egy két iszapkörös, mozgóágyas biofilmes rendszer, mely egy anoxikus reaktorból, két oxikus reaktorból, és az utánuk kötött ülepitőkből áll. Az oxikus reaktorok 27% és 30%-ban Kaldnes (K1-típusú)-hordozóval töltöttek. A beoltást a veszprémi kommunális szennyvíztisztító utóülepitőjének recirkuláltatott iszapjából végeztem, háromszoros hígításban. A rendszerre feladagolt modellszennyvíz összetételét szakirodalmi adatok alapján úgy állapítottam meg, hogy az megközelítőleg megfeleljen a kommunális szennyvizek összetételének, tehát a KOI/NH_4 arány értéke 10-15 közötti volt (900 mg KOI/l , 70-80 mg NH_4-N/l).

Munkám kezdetén a laboratóriumi rendszerben a recirkuláltatott iszapáramok az anoxikus medencébe kerültek vissza, melynek következménye a második reaktorból való teljes iszapkihordás, valamint az anoxikus reaktor berothadása volt. Ebben az időszakban a KOI eltávolítás az első lépcsőben történt, melynek hatásfoka 90% feletti volt. Nitrogén-eltávolítás az első pár napban mindkét reaktorban mérhető volt, majd az iszapkihordást követően, csak az első lépcsőben tapasztaltam kis mértékű koncentráció csökkenést. Ebben a 2/1-es reaktorban a szerves anyag térfogati terhelése $2,9 \text{ kg KOI/m}^3\text{d}$, a KOI/NH₄ arány 13 volt. Ilyen terhelés mellett valószínűleg a heterotróf mikroorganizmusok visszaszorították, az autotróf nitrifikálók működését, ezért tapasztalható ebben a lépcsőben is a nitrifikációs hatásfok csökkenése.

Mivel a második reaktorból három nap után elfolyt a teljes iszapmennyiség, és ennyi idő alatt nem tudott megfelelő biofilm réteg kialakulni a hordozókon, ebben a lépcsőben már nem számíthattam tápanyag-eltávolításra (ammónium-oxidáció). A leírtakból következik, hogy a recirkuláltatott iszapáramokkal nem kerülhet nitrát az anoxikus medencébe, így a következő kísérlet során ennek a reaktornak a kikötése mellett döntöttem.

A második konstrukcióban az iszaprecirkulációkat az első lépcső oxikus reaktorába vezettem, a második lépcső reaktorát az előzőhöz hasonlóan oltottam be. Ebben a fázisban is az első konstrukcióban tapasztalt események következtek be, azaz a beoltás utáni első napokban kis mértékű ammónium-eltávolítás volt mérhető mindkét reaktor elfolyó vizében, azonban ezt követően a második lépcsőből ugyancsak kimosódott az aktív biomassza. Az első lépcsőben továbbra is 90% feletti szerves anyag eltávolítási hatásfokot mértem.

Az iszapkihordás elkerülése érdekében a recirkulációs áramok bekötését a hagyományos két iszapkörös rendszereknek megfelelően alakítottam ki, azaz az első ülepítő iszapja az első lépcsőbe, míg a második ülepítő iszapja a második lépcsőbe került visszaforgatásra. Ennek köszönhetően ezek után a második reaktorban sikerült kialakítani egy állandó 2 mg/l -es iszapkoncentrációt. Ebben a fázisban másfélszeresére növeltem a befolyó szennyvíz mennyiségét, így az első lépcső szerves anyag terhelése $4 \text{ kg KO/m}^3\text{d}$ lett, a KOI/NH₄-N arány pedig 11. Ez a lépcső továbbra is stabilan nyújtotta a 80% feletti szerves anyag eltávolítási hatásfokot, amely a második lépcső minimális KOI

eltávolításával együtt 150 mg/l alatti elfolyó koncentrációt eredményezett, ami eleget tesz az érvényes jogszabályban (28/2004. (XII. 25) Korm. Rendelet) támasztott követelményeknek. A második lépcsőre már csak 0,9 kg KOI/m³d szerves anyag terhelés jutott, amelyhez 0,36 kg NH₄-N/m³d nitrogén-terhelés párosult. A KOI/NH₄-N arány tehát 2,5, ami optimális az autotróf nitrifikáló mikroorganizmusok elszaporodásához, ezt alátámasztják a mérési eredmények is, hiszen a kísérlet utolsó hetében a második reaktorból elfolyó szennyvízben mért NH₄-N koncentrációk folyamatos csökkenést mutattak. A rendszerről elfolyó tisztított szennyvíz ammónium koncentrációi ugyan 30-40 mg/l-esek, azonban a nitrifikációs hatások elérte a 60%-ot és növekvő tendenciát mutat.

Összességében elmondható, hogy a vizsgálat alatt az első lépcső, a nagy fajlagos terhelés ellenére is jó hatékonysággal távolította el a szerves anyagot, míg a második lépcsőben a kezdeti nehézségeket követően kialakulni látszik a nitrogén eltávolítására specializálódott autotróf biomassza. Valószínűsíthetőleg a második lépcső nitrogén-eltávolítási hatékonysága nagyobb lett volna, amennyiben a beoltást egy két iszapkörös rendszer második lépcsőjéből végeztem volna, ahol már kialakult a specifikálódott autotróf biomassza.

Irodalomjegyzék

- [1]. *Környezeti biológia Szennyvíztisztítási műveletek* (2005) BME, Budapest, oktatási segédlet
- [2]. Szentgyörgyi E. (2007) *Biofilmes rendszerek alkalmazási lehetőségei a lakossági szennyvíztisztításban*, diplomadolgozat, Pannon Egyetem, Veszprém 28-29, 12
- [3]. Princz P., Oláh J. (2005) *A biológiai szennyvíztisztítás módszerei és az eleveniszapos szennyvíztisztítás hatásfokának növelése természetes, valamint felületkezelt zeolitok felhasználásával* 2-4
- [4]. Molnár Z. (2006) *Szennyvíztisztító telep méretezésének várható hatása a hazai gyakorlatban*, Diplomadolgozat, Pannon Egyetem, Veszprém 11-13
- [5]. Chung Li (2004) *Dynamic variations of carbonaceous and nitrifying activities in hybrid reactors with different operating conditions*, Phd thesis, The Hong Kong University of Science and Technology, Hong Kong 57-62, 82-83
- [6]. Dr. Tömösy L. (2004) *Víztisztaságvédelem – Szennyvíztisztítás*, oktatási segédlet, BME Gépészeti eljárás technika tanszék, Budapest, 18. old.
- [7]. Dr. Solti D., Megyeri M., Dr. Pásztor P. (2004) *Magyarországon alkalmazott szennyvíztisztítási technológiák új megközelítésben*, MHT XX. vándorgyűlésén elhangzott előadások 3/16
- [8]. Fleit E., Melicz Z., Pöcze K. (2005) *Nitrát eltávolítás a szennyvíztisztításban*, szakirodalmi összefoglaló 6. old.
- [9]. G. L. Mishoe (1999) *F/M Ratio and the Operation of an Activated Sludge Process*, Florida Water Resources Journal 20-21
- [10]. *Diffúziós folyamatok modellezése és vizsgálata biofilmes rendszerekben* (2006) BME, Székesfehérvár, BME oktatási segédlet 4. old,
- [11]. Sanusi Olanrewaju Abdur-Rahman (2007) *Nitrogen reduction in Lulea Kommun Wastewater Effluent*, Master Thesis, Continuation Courses Environmental Engineering, Department of Civil and Environmental Engineering, Division of Sanitary Engineering 21-22
- [12]. Thury P., Szentgyörgyi E., Fazekas B., Dr. Kárpáti Á. (2007) *A kétiszap körös technológia és a nitrogéneltávolítás kulcskérdései, lehetőségei a lakossági*

szennyvíztisztításban, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki és Kémia Technológiai Tanszék, Veszprém

- [13]. ATV 131a (1999) *Eleveniszapos szennyvíztisztítók tervezési irányelvei*, ATV
- [14]. G. Bitton (2005) *Wastewater microbiology (third edition) – 7. Introduction to wastewater treatment*, Department of Environmental Engineering Sciences University of Florida, Gainesville, Florida, 225-228, 240-250
- [15]. <http://www.college.ucla.edu/webproject/micro7/studentprojects7/Rader/asludge2.htm>
- [16]. Dr. Oláh J., Mucsy Gy. (2004) *A tápanyag-eltávolítási és az utóülepítési folyamatok hatásfoka a téli üzemi viszonyok között*, MHT XX. vándorgyűlésén elhangzott előadások 3/14, 2-3
- [17]. Szentgyörgyi E. (2006) *Téli nitrifikáció tapasztalatai két Balaton környéki szennyvíztelepen*, TDK dolgozat, Pannon Egyetem, Veszprém
- [18]. Dr. Kárpáti Á. (2000) *A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században – eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei*, oktatási segédlet, Veszprémi Egyetem, 1. füzet 28-31
- [19]. Ch. Hewell, P. E. (2005) *Efficiently Nitrify Lagoon Effluent - Using Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) Treatment Processes* 3-6
- [20]. Shulin Chen, Jian Ling, Jean-Paul Blancheton (2006) *Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors*, *Aquacultural Engineering*, 34:179–197

Mellékletek

I. Számú Melléklet A berendezés minőségi és technológiai paramétere

2/1															
befolyó								biológiai tisztítás							
	Q m ³ /d	KOI mg/l	KOI kg/d	NH ₄ mg/l	NH ₄ kg/d	KOI/NH ₄ -N	iszapkon c g/l	Y kgMLSS/kgBO I ₅	Px kgMLSS/ d	V _{ox} m ³	Mx kgMLS S	kg KOI/m ³ d	kgKOI/k g MLSSd	Rb	HRT h
I	0,034 6	930	0,032 1	70	0,002 4	13	5,0	0,7	0,0150	0,011 0	0,0550	2,9219	0,5844	1,1429	7,6389
II	0,034 6	894	0,030 9	78	0,002 7	11	2	0,7	0,0144	0,011 0	0,0256	2,8088	1,2055	1,1429	7,6389
III	0,051 8	850	0,044 1	80	0,004 1	11	2	0,7	0,0206	0,011 0	0,0165	4,0058	2,6705	0,7620	5,0926

2/2																	
befolyó								biológiai tisztítás									
	Q m ³ /d	KOI mg/l	KOI kg/d	NH ₄ mg/l	NH ₄ kg/d	KOI/NH ₄ -N	iszapkon c g/l	Y kgMLSS/kgBO I ₅	Px kgMLSS/ d	V _{ox} m ³	Mx kgMLS S	kg KOI/m ³ d	kg NH ₄ - N/m ³ d	kgKOI/k g MLSSd	kgNH ₄ -N/kg MLSS d	Rb	HRT h
I	0,034 6	132	0,004 6	50	0,001 7	2,6400	0,0000	0,5	0,0009	0,009	0,0000	0,5069	0,1920	-	-	1,273 1	6,250 0
II	0,034 6	146	0,005 0	75	0,002 6	1,9467	0,0000	0,5	0,0013	0,009	0,0000	0,5606	0,2880	-	-	1,273 1	6,250 0
III	0,051 8	155	0,008 0	63	0,003 3	2,4603	1,0000	0,5	0,0016	0,009	0,0090	0,8928	0,3629	0,8928	0,3629	0,848 8	4,166 7

elfolyó				
	KOI mg/l	KOI kg/d	NH ₄ mg/l	NH ₄ kg/d
I	101	0,003490 6	45	0,001 6
II	91	0,003145	63	0,002 2
III	86	0,004458 2	46	0,002 4

II. Számú Melléklet A 2/1 és 2/2 reaktorok befolyó és kifolyó KOI koncentrációi, és eltávolítási hatásfokuk

2/1		bemenő	kimenő	hatásfok	2/2		bemenő	kimenő	hatásfok
		KOI [mg/l]	KOI [mg/l]	(%)			KOI [mg/l]	KOI [mg/l]	(%)
I.	2008.04.02	947	89	91	I.	2008.04.02	89	50	44
	2008.04.03	947	62	93		2008.04.03	62	40	35
	2008.04.07	947	47	95		2008.04.07	47	52	-
	2008.04.14	947	159	83		2008.04.14	159	155	3
	2008.04.16	894	270	70		2008.04.16	270	251	7
	2008.04.17	894	163	82		2008.04.17	163	55	66
II.	2008.04.21	894	74	92	II.	2008.04.21	74	184	-
	2008.04.22	894	157	82		2008.04.22	157	85	46
	2008.04.23	864	37	96		2008.04.23	37	91	-
	2008.04.24	864	65	92		2008.04.24	65	38	42
	2008.04.25	864	177	80		2008.04.25	177	21	88
	2008.04.28	864	300	65		2008.04.28	300	105	65
	2008.04.29	864	117	86		2008.04.29	117	71	39
2008.04.30	864	244	72	2008.04.30	244	133	45		
III.	2008.05.05	850	167	81	III.	2008.05.05	167	110	34
	2008.05.07	850	287	53		2008.05.07	287	120	58
	2008.05.08	850	249	59		2008.05.08	249	120	52
	2008.05.09	850	150	75		2008.05.09	150	106	29
	2008.05.10	850	133	78		2008.05.10	133	94	29
	2008.05.11	850	121	80		2008.05.11	121	79	35
	2008.05.13	850	110	82		2008.05.13	110	49	55
	2008.05.14	850	110	82		2008.05.14	110	50	55
2008.05.15	850	70	88	2008.05.15	70	50	29		

III. Számú Melléklet A 2/1 és 2/2 reaktorok befolyó és kifolyó NH₄-N koncentrációi, és eltávolítási hatásfokuk

2/1 reaktor		bemenő	kimenő	hatásfok	2/2 reaktor		bemenő	kimenő	hatásfok
		NH ₄ -N [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	(%)			NH ₄ -N [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	(%)
I .	2008.04.02	70	28	60,3	I .	2008.04.02	28	26	5,0
	2008.04.03	70	33	52,6		2008.04.03	33	32	2,4
	2008.04.07	70	26	63,3		2008.04.07	26	23	10,4
	2008.04.10	70	48	31,4		2008.04.10	48	31	35,0
	2008.04.14	70	60	14,3		2008.04.14	60	54	10,0
	2008.04.15	70	69	1,4		2008.04.15	69	62	10,1
	2008.04.16	70	68	2,9		2008.04.16	68	67	1,5
	2008.04.17	70	70	0,0		2008.04.17	70	63	10,3
II .	2008.04.21	70	70	0,6	II .	2008.04.21	70	50	28,7
	2008.04.22	70	67	4,3		2008.04.22	67	61	8,4
	2008.04.23	80	75	6,5		2008.04.23	75	58	22,7
	2008.04.24	80	80	0,0		2008.04.24	80	63	21,3
	2008.04.25	80	78	2,5		2008.04.25	78	70	10,0
	2008.04.28	80	79	1,5		2008.04.28	79	64	19,3
	2008.04.29	80	76	4,5		2008.04.29	76	69	9,9
	2008.04.30	80	74	7,0		2008.04.30	74	67	10,5
III .	2008.05.05	80	79	1,3	III .	2008.05.05	79	69	12,4
	2008.05.06	80	65	18,8		2008.05.06	65	57	12,3
	2008.05.07	80	64	20,0		2008.05.07	64	60	5,9
	2008.05.08	80	67	16,3		2008.05.08	67	50	25,4
	2008.05.09	80	64	20,0		2008.05.09	64	40	37,5
	2008.05.10	80	61	23,8		2008.05.10	61	38	37,7
	2008.05.11	80	60	25,0		2008.05.11	60	41	31,7
	2008.05.13	80	62	22,5		2008.05.13	62	39	37,1
	2008.05.14	80	57	28,8		2008.05.14	57	35	38,6
2008.05.15	80	52	35,0	2008.05.15	52	36	31,7		

HALLGATÓI NYILATKOZAT

- 1) Alulírott **Szláovich Csaba András** aláírással **elismerem**, hogy a **Tápanyag-eltávolítás biofilmes laboratóriumi szennyvíztisztítóban** című **dolgozat önálló munkám**.
- 2) Kijelentem, hogy
 - a. a dolgozat készítése során betartottam *szerzői jogról szóló 1999. évi LXXVI. tv.* szabályait;
 - b. a *Pannon Egyetem* elvárásait az önálló munka kritériumaival szemben betartottam, azaz
 - i. csak konzultálási szintig vontam be másokat a munkába;
 - ii. nem használtam fel írásos engedély nélkül mások még publikálatlan anyagait;
 - iii. a dolgozatomban sorfolytonosan legfeljebb egy átvett mondat szerepel (azaz az átemelt mondat előtti és utáni szavak már nem egyeznek meg a forrással). Ahol ettől eltértem, ott a szöveget idézőjelek közé tettem és pontos, oldalszámot/URL címet is tartalmazó hivatkozással láttam el;
- 3) Tudomásul veszem, hogy a fenti pontok megsértésének bármelyikének bizonyítottága esetén a Pannon Egyetem az adott félévre a körülmények mérlegelése nélkül **megtagadja az adott tárgy aláírását és ellenem fegyelmi eljárást indíthat**.
- 4) A dolgozat befogadásának megtagadása és a fegyelmi eljárás indítása nem érinti a szerzői jogsértés miatti egyéb (polgári jogi, szabálysértési jogi, büntetőjogi) jogkövetkezményeket.

Veszprém, 2008. május 16.

.....
név, aláírás