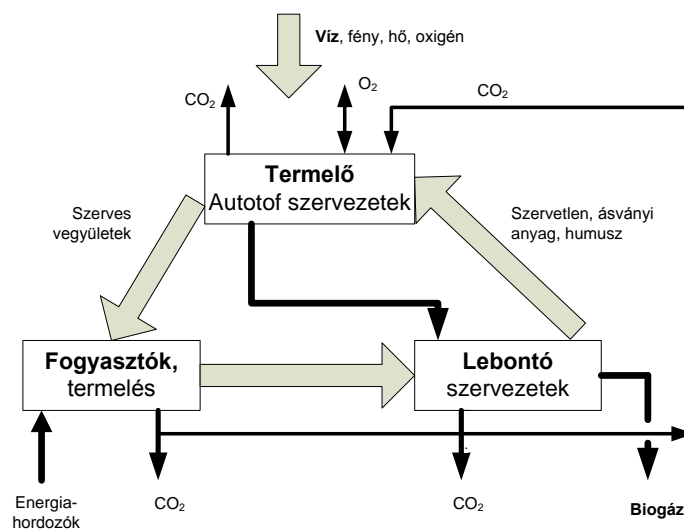


## KOMMUNÁLIS SZENNYVIZEK TÁPANYAGTARTALMÁNAK CSÖKKENTÉSI LEHETŐSÉGE

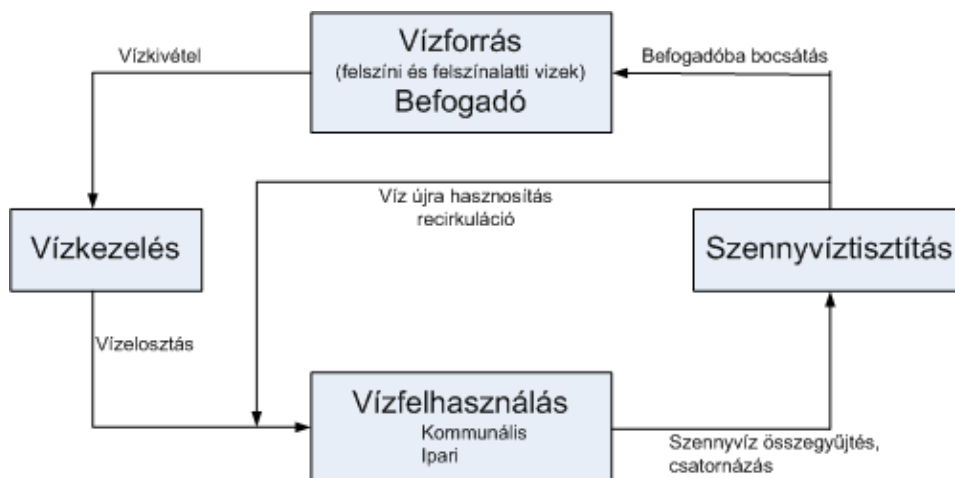
*Dr. Takács János*

### 1. BEVEZETÉS

A víz a tápanyag körfolyamnak (1. ábra), a különböző technológiai (2. ábra) folyamatnak fontos közege, része. Az előfordulási körülményei, a felhasználás jelleg meghatározza kémiai összetételét, a szennyezett víz befogadókra (különböző víztestekre, talajra) gyakorolt veszélyességét, káros hatását.



**1. ábra: A víz szerepe a táplálékláncban**



**2. ábra: A víz társadalmi körforgása**

Az élet fenntartása során keletkező ún. kommunális szennyvíz, tisztítás nélkül komoly egészségügyi és környezeti problémát jelent a nagy mennyisége, és összetétele miatt. A szennyezői tulajdonképpen a táplálékláncba bekerült szerves és szervetlen anyagok, és mikroorganizmusok.

## 2. A KOMMUNÁLIS SZENNYVÍZ, FŐ JELLEMZŐI, TÁPANYAGTARTALMA, HATÁSAI A KÖRNYEZETRE

Az ember életvékenysége során sokféle anyaggal találkozik, melyek a kommunális szennyvízbe megjelenhetnek. A sokrétűsége miatt a szennyvíz legfontosabb jellemzői a következők:

- Fizikai jellemzők:
  - hőmérséklet
  - szilárdanyag tartalom
  - íz, szag
- Kémiai jellemzők:
  - pH: 6,5-8 közötti
  - KOI (kémiai oxigénigény), a kémiaileg oxidálható anyagokra utal, átlagos koncentrációja az aerob biológiai úton bontható szerves anyagok átalakítása során a mikroorganizmusok tevékenységéhez szükséges oxigénmennyiség, átlagos:  $KOI_k = 500-600 \text{ mg/l}$  BOI (biológiai oxigénigény), értéke:  $BOI_5 = 200-300 \text{ mg/l}$
  - Szerves szén (C), a szerves anyagok széntartalma, kommunális szennyvíz esetén átlagos értéke 50-150 mg/l
  - Nitrogén (N); mint szerves nitrogén, ammónia vagy ezek lebontása után nitrit, nitrát formában fordul elő. Átlagos össz-N tartalom 40-50 mg/l. Megfelelő szén, foszfortartalom esetén a befogadó eutrofizációjához vezethet.
  - Foszfor (P) tartalom a táplálkozás, mosás következménye, tápanyag, a termelő szervezetek számára minimumfaktor,  $20 \text{ mg/m}^3$  fölött az élővízben az eutrofizációt beindítja.
  - Mérgezőanyag-tartalom, nehézfémek (Ni, Cd, Cu, Zn, Pb, Hg, Cr), peszticidek, stb.
  - Higiéniai paraméter: a szennyvízben levő kórokozó baktériumok típusait ill. azok mennyiségeit jellemzi. A kommunális szennyvízben leggyakrabban előforduló mikroorganizmusok: coli, streptococcus faecalis, enterialis patogén baktériumok, paraziták és egyéb betegséget okozó mikroorganizmusok

A lakossági életvitel következtében a szennyvízbe bejutó fajlagos szennyezőanyag mennyiség a fejlett országokban viszonylag kis szórással állandónak tekinthető (ezzel szemben a fajlagos vízfelhasználás, a keletkező szennyvíz mennyisége elég nagy szórást mutat (60-250 dm<sup>3</sup>/fő/nap). Ebből kifolyólag a szennyvíz fajlagos szennyezőanyag koncentrációja is jelentősen eltérhet (pl. a KOI érték az említett szórást és a táblázat adatait figyelembe véve 2000 - 480 mg/l, míg a BOI értéke 1000 – 240 mg/l között ingadozik a szennyvízhozam függvényében). Emiatt általában tervezéskor a lakosegyenértékeket veszik figyelembe (1. táblázat).

**1. táblázat: Az átlagos szennyvízhozam és a lakosság által termelt átlagos fajlagos szennyezőanyag értékek**

Paraméter	Dimenzió	Fajlagos érték
Fajlagos szennyvízhozam, q	dm <sup>3</sup> /fő/d	150
Kémiai oxigénigény, KOI	g/fő/d	120
Biológiai oxigénigény, BOI	g/fő/d	60
Lebegőanyag, LA	g/fő/d	70
Összes nitrogén, öN	g/fő/d	12
Összes foszfor, öP	g/fő/d	2

A kedvezőtlen hatások miatt a szennyvizet megfelelő hatásfokú tisztításnak kell alávetni. Az első időkben a tisztítás mértékét annak hatásfokával jellemezték, majd ez követően a 28/1978 M.T. rendelet és a 3/1984.(II.7.) OVH számú rendelet rendelkezett a befogadóba vezethető tisztított víz szennyezőanyag koncentráció határértékéről a befogadó területi besorolása szerint.

Az Európai Unióban 1991-től a 91/271 EGK Irányelv a meghatározó a tisztított szennyvíz befogadóba való bevezetésének feltételeként. A magyar és az EU-s követelmények eltértek egymástól. A magyar előírás területi kategóriaként, míg a 91/271 Irányelv a szennyvíztisztító telep kapacitása függvényében határozta meg a szükséges tisztítás mértékét (a kibocsátható szennyezőanyag koncentrációt). A hazai előírások EGK Irányelvhez történő harmonizációja eredményeként született meg a 28/2004. (XII.25.) KvVM rendelet, mely a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól szól. A rendelet többek között a települések szennyvízelvezetésre és -tisztítására vonatkozó technológiai határértékeket is tartalmazza a kiépített terhelési kapacitás függvényében. A rendelet határértékek mellett tisztítási hatásfokot is elfogadhatónak tart (2. táblázat).

**2. táblázat: A települések szennyvízelvezetésére és –tisztítására vonatkozó technológiai határértékek a 28/2004. (XII.25.) KvVM rendelet szerint**

Kiepített terhelési kapacitás (LE)	KOl <sub>k</sub>		BOI <sub>5</sub>		Összes LA		ÖP		ön	
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	V.1-XI.15	XI.16-IV.30
									mg/l	mg/l
< 600	300	70	80	75	100	-				
601-2000	200	75	50	80	75	-				
2001-10.000	125	75	25	70-90	35	90				
10.001-100.000	125	75	25	70-90	35	90	2	80	15	25
> 100.000		75	25	70-90	35	90	1	80	10	20

A 10.000 LE alatti telepek a kibocsátható tápanyagtartalomra egyedi határértéket kaphatnak.

A szennyvizek tisztítása a szennyvíz mennyiségétől (LE), szennyezettség mértékétől, (szennyezőanyag típus, koncentráció), a befogadó tulajdonságaitól függ, azaz az említett paraméterek befolyásolják a betervezhető technológiákat, technológiai lépcsőket. Ezek közül a gazdaságosságot is figyelembe véve kell az alkalmazható tisztítási technológiát kiválasztani.

A klasszikus kommunális szennyvíztisztítási technológia elsősorban a könnyen lebomló szerves anyagok ártalmatlanítását biztosítja. A szennyezők között az egyik legnagyobb probléma a szennyvízben levő kolloid és oldott szerves anyag tartalom. A víznek ezek a komponensei a táplálékláncban szereplő ún. lebontó mikroorganizmusok segítségével biokémiai úton ártalmatlaníthatók, bonthatók le. Ez a folyamat a biológiai reaktorban megy végbe, amelyet 10 000 LE kapacitású telepeken ki kell egészíteni a tápanyag-eltávolítással, azaz a nitrogén illetve foszfor leválasztásával, eltávolításával.

## 2.1. A nitrogén tartalom és környezeti hatásai

A kommunális szennyvízben, mint szennyező tápanyag a nitrogén öt formában fordulhat elő: elemi-, szerves-, nitrit- és nitrát-nitrogén, illetve ammónia.

Az elemi nitrogén vízben jól oldódik, inert tulajdonságú, nem jelent szennyezést. A többi előfordulási forma viszont szennyezőnek tekinthető.

Az ammónia a szerves nitrogénvegyületek bomlástermékeként kerül a szennyvízbe, jelenléte egyértelműen indikálja a bomló szerves anyagok jelenlétét. A vízben ammónia, illetve ammónium-ion van egyensúlyban, amely a pH függvénye:



Savas közegben az ammónium-ion van túlsúlyban, míg lúgos körülmények között az ammónia.

Az ammóniát a nitrifikáló baktériumok oxidálják, eközben oxigént fogyasztanak, nitriteket és nitrátokat hoznak létre (Nitrosomonas hatására  $\text{NO}^{2-}$ , Nitrobakter hatására  $\text{NO}^{3-}$ ). A lejátszódó biokémiai oxidáció következtében a szerves anyagokhoz hasonlóan oxigénfogyasztó "terhelést" jelent a szennyvizekben, kis koncentrációban is. Az ammónia a víz által könnyen kerülhet a különböző élő szervezetekbe, amelyekre méregként hat. Meghatározott feltételek mellett sejtméreg, az ember esetében gyomorba kerülve kiválasztó rendszeri, szervi megbetegedéseket, fájdalmakat okozhat, illetve a halogénnel rákkeltő anyag keletkezéséhez vezethet.

A vizek nagy nitrit-nitrát tartalma (a foszfortartalommal együtt) a vízínövények, algák túlburjánzását okozzák (eutrofizáció). A szennyvizek nitrit-nitrát tartalma, mint oldott szennyező, átkerül az ivóvízbe, s ott csecsemőknél methemoglobéniát, esetenként csecsemőhalált okozhat.

A környezetre gyakorolt káros hatásai miatt a szennyvíztisztítás fő feladata az ammónia (vagy ammónium-ion) jó hatásfokú ártalmatlanítása, illetve a koncentrációjának egy megadott érték alá való csökkentése. Az ivóvízben megengedhető mennyisége 2001. októbere óta az EU-s szabályozással összhangban 0,5 mg/l. A szennyvizek esetében a szennyvíztisztító telep kapacitása, illetve a szennyvíz eredeti koncentrációja, az esetleges utótisztítás jellege határozza meg az ammónia-mentesítés mértékét.

## 2.2. A foszfor tartalom és hatása a környezetben.

Az élőlények egyik építőeleme. A csontképzésben a kalcium mellett a foszfor is jelentős szerepe van. Csontok, kötőszövetek védelmét szolgálja. Az emberi kiválasztás naponta, személyenként kb. 2g foszfort, ezen felül a hagyományos mosószerek további 2 g foszfort juttatnak a vizekbe. Az erőteljes műtrágyázás is folyamatos foszfor-kimosódást okoz. A természetben kőzetek mállásterméke bomlásaként is keletkezhet oldható foszfor.

A foszfor (foszfátion) természetes vizekben nagyon kis mennyiségben van jelen foszfát tartalmú kőzetek mállásából, gerinces állatok csont szövetéből. A talaj a foszfort igen nagymértékben adszorbeálja. Megjelenési formája a vízben  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ , ez utóbbi kettő semleges pH körülmények között ortofoszfátok. A növények ezt képesek asszimilálni. Kationokkal oldhatatlan vegyületeket képez semleges pH tartományban, pl.  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4^{3-})_2$ , mely vegyületek a pH megváltozására visszaoldódhatnak.

A foszfor nem mérgező, de a vizek nagy aktív foszfortartalma a növények, algák túlburjánzását (eutrofizációt) eredményezi és ezért káros. A vízben  $10 \text{ mg/m}^3$  koncentrációig nincs jelentős biológiai produkció.  $20 \text{ mg/m}^3$  felett fotoszintézis felgyorsul az elegendő tápanyag jelenlétében ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\rightarrow$  protoplazma). Az algák ideális tevékenységének tápelem felvételei aránya C : N : P = 106 : 16 : 1. A szükséges tápanyagok közül elsősorban a foszfor mennyisége szabályozható (a vízből kicsapatható), ezért ez limitáló tényezőként kezelhető. A vízben jelenlévő nagymennyiségű tápanyag jelenlét az algák gyors növekedését, a víz szagának, ízének, szépségének romlását, a napsugarak vízbe való behatolási mélységének csökkenését okozza, illetve az algák pusztulása, bomlása a víz oldott oxigéntartalmát csökkenti, az anaerób lebomlás következtében pedig kellemetlen gázképződéshez vezethet.

A nyers, kezeletlen kommunális szennyvíz 5-20 mg/l összes foszfor tartalmának 15-20%-a aktív. A klasszikus biológiailag tisztítás után a kommunális szennyvíz foszfor tartalma ezzel szemben 3-10 mg/l-re csökken, melynek 50-90%-a ortofoszfát formában van jelen.

Kellemetlen hatásaik miatt a hagyományos kommunáliszennyvíz tisztítási technológiákat ki kell egészíteni, át kell alakítani olyan technológiai fokozatokkal, amelyek optimális paraméterek mellett biztosítani tudják a 28/2004. (XII.25.) KvVM rendelet szerinti határértékeket, az ember és a természet védelmét.

### 3. TÁPANYAGCSÖKKENTÉS LEHETŐSÉGEI

A szennyvíztisztítás során a tápanyagcsökkentés több féle módon oldható meg. Célszerű megvizsgálni a lehetőségeket, feltételeit, azt a saját feltételeinkkel, igényeinkkel összevetve dönthető el az alkalmazni kívánt módszer.

#### 3.1. A nitrogén eltávolítás lehetőségei

A nyers kommunális szennyvízben a nitrogén elsősorban ammónia formában van jelen. Az ammónia-mentesítésére több lehetőség adódik, amelyek lényege röviden az alábbiakban foglalhatók össze:

- *Törésponti klórozás:* Az ammóniából klóraminokat (monoklór-amint, vagy diklóramint) állítunk elő. Az ammónia tartalom csökkenése azonban nem jelenti a vízben az összes N-tartalom csökkenését is. Hátránya a klórozásnak éppen a klóramin megjelenése, amely az élővilágra lehet káros.

A klóraminok leválasztása érdekében célszerű a folyamatot egy aktívszenes adszorpcióval kiegészíteni. Ezáltal ugyan a vizet megtisztítottuk, de a kimerült aktívszent regenerálni (a regenerátumot kezelni), illetve ártalmatlanítani kell.

- *Adszorpcióval történő leválasztás:* Néhány nagy fajlagos felületű szilárd anyag képes a felületén laza kötéssel megfogni az ammónium-iont. A szakirodalmak szerint a természetes zeolit adszorpciós kapacitása átlagosan 0,35 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/g zeolit, de függ a zeolit eredetétől, összetételétől, típusától, valamint a vízben eredetileg található ammónium-ion koncentrációtól. Alkalmazása kisebb koncentrációnál képzelhető el.

Hátránya, hogy a kapacitást a zeolit jellemzői mellett befolyásolja a víz keménysége, a benne lévő kationok mennyisége, valamint az a tény, hogy a kimerült adszorbenst regenerálni (termikus, kémiai vagy biológiai), elhelyezni kell, regenerálás esetén a keletkező regenerátum kezelést igényel.

- *Ioncsere:* Történhet műgyanták illetve természetes anyagok segítségével.

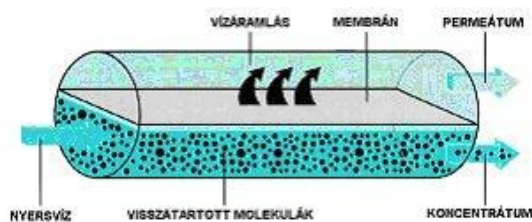
1. Kationcserélő műgyanták alkalmazása:

- Nem szelektívek az ammónium ionra, mint a zeolitok, ezért lényegesen gyengébb a megkötődésük, mint zeolitokon.
- A kétértékű ionok megkötődése lényegesen hatékonyabb.

- A gyanta felületén mikroorganizmusok is megjelenhetnek.
  - A módszer nem alkalmas az ammónium ionok hatékony kivonására a vízből.
2. Módosított zeolit alapú, regenerálható, ammónia-mentesítő vízszűrő-közeg (klinoptilolitos riolittufa - GEOPRODUCT KFT.)

Az ammónia megkötése ioncsere és felületi adszorpció útján történik. Az ioncsere folyamata sokkal meghatározóbb, mint a felületi megkötés. A lecserélhető kationok helyére ammónium-ion lép, míg az ammónia a felületen adszorbeálódik. A megkötődés reverzibilis. Leginkább a kalcium adszorbeálódik együtt az ammóniával, szintén reverzibilis módon. Az ásványi anyag speciális elő-kondicionálásának köszönhetően az egyéb ionok megkötődése alárendelt. Sikerült elérni például, hogy a magnézium szinte elenyésző mennyiségben kötődjön. A Granofilter-NAFE1000 szűrőanyag a nagy szelektivitásával tűnik ki a hasonló készítmények közül. A hatóanyag - az (Na,Fe,H)-klinoptilolit - ammónia-komplexének disszociációja annyira alacsony, hogy szükség esetén akár 0,05 mg/literes ammóniakoncentráció is tartható a vízben.

- *Membrán eljárással, fordított ozmózissal (RO) történő leválasztás:* Ennek lényege (2. ábra), hogy egy féligáteresztő hártya (membrán) segítségével az ammónium-ion a méreténél fogva nyomás alkalmazásával (molekula szűrés) leválasztható.



**2. ábra: A membrán eljárás (RO) sémája**

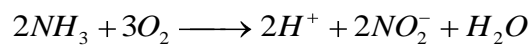
Az eljárás hátrányai: a nagy nyomás-igény, a koncentrátum koncentrációja behatárolt, a koncentrátum továbbkezelési igényel.

- *A biológiai tápanyag eltávolításnál a nitrogén tartalom csökkentése több kémiai átalakulás eredménye, amely alapvetően két lépcsőben játszódik le:*

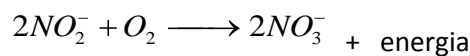


- **Nitrifikáció:**  $\text{NH}_3 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3$  – a nitrifikáló mikroorganizmusok az ammóniát nitríté, ill. később nitráttá oxidálják. A nitrifikáló organizmusok autotrófok, nincs szükségük az energiatermeléshez szerves anyagra. Kizárólag oxigén jelenlétében (aerob körülmények között) élnek.

Nitrifikáló mikroorg.



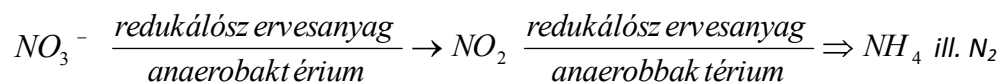
Nitrobacter mikroorg.



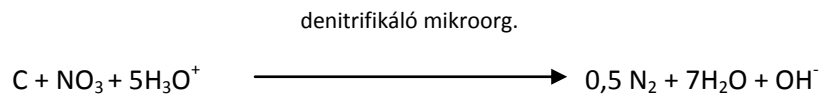
A nitrifikáció során a közeg kissé savasodik, amely karbonátok adagolásával semlegesíthetők. Az átalakulás pH igényei: a nitritképződésnél 5,8-8,5, míg a nitrát képződésé 6,5-8,5 között van nagy iszapkor mellett. Az  $\text{O}_2$  igény: 1g  $\text{NH}_4^+$ -hoz 4,57g  $\text{O}_2$

A nitritképződés  $10\text{C}^\circ$  alatt lelassul, pH függő folyamat, a leggyorsabban megy végbe pH 8-8,5 között. A nitrit nem szaporodik fel, mert tovább oxidálódik, és nitrát képződés következik be. Nitrát a növények számára felvehető, hozzáférhető, felvétel után oxidálódik, és szerves nitrogénné alakul át.

A nitrát nitriten keresztül visszaalakulhat ammóniává (redukció) anaerob, redukzív körülmények között:



- A **denitrifikáció** anoxikus körülmények (amennyiben oxigén nincs jelen a rendszerben, nitrát azonban igen, így ez szolgál elektronakceptorként) között játszódik le. A denitrifikáló mikroorganizmusok a nitrátot elemi nitrogénné képesek redukálni. A denitrifikáló organizmusok heterotrófok, élettevékenységükhöz szükség van biodegradálható szerves anyagra.



Az energiaigényt szénhidrogén formájában szükséges biztosítani. A reakció során a köze pH-ja kismértékben emelkedik.

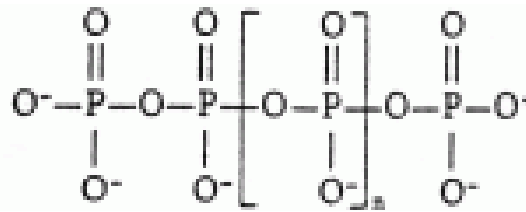
A jelenlegi kommunális szennyvíz tisztítás biológiai fokozatát szükségszerűen úgy kell megtervezni, megoldani, hogy a szerves anyag lebontása mellett a maradó összes N ne legyen 10 mg/l felett, illetve egy meghatározott százalékát a vízből el kell távolítani. Ez kombinált módszerrel történhet, ami az aerob illetve anox rendszerek egymás utáni alkalmazását jelenti. A kapcsolás különböző sorrendben történhet:

- *Utó-denitrifikáció:* Az előülepítőből a túlfolyás az aerob reaktorba jut, ahol megtörténik a szerves anyag mikrobiológiai lebontása, majd a nitrifikáció. A kezelt szennyvíz ezután kerül az anox, vagy anaerob reaktorba, ahol a denitrifikáció következik be.
- *Elő-denitrifikáció:* Az előülepített befolyó szennyvíz nem levegőztetett, anox reaktorba kerül, majd átfolyik az aerob, a levegőztetett reaktorba. A levegőztetett reaktorban megtörténik a szerves anyag lebomlása valamint a nitrifikáció, a keletkezett nitrátot a tisztított víz részleges recirkulációjával (az anox térbe) ill. iszaprecirkulációval, megtörténik a denitrifikáció. A denitrifikációhoz szükséges energiát a szennyvíz szerves anyag tartalma biztosítja.

### 3.2. A foszfor eltávolítás lehetőségei

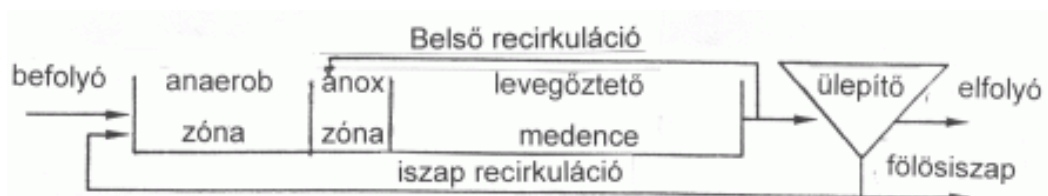
Az eddigi szakmai publikációk, tapasztalatok szerint a kommunális szennyvizek foszfortartalmának csökkentése biológiai és kémiai úton lehetséges.

A biológiai foszfor eltávolítás a szennyvíz szerves anyag tartalmának biológiai vizsgálatával együtt vált ismertté. A lebontó mikroorganizmusok ugyanis sejteikben tartalmazzak foszfort, mint építő elemet, amely a sejt metabolizmusának is alapanyaga. Egy sejtben a foszfor tartalom átlagosan 3 %, szárazanyagra vonatkoztatva, azonban vannak mikroorganizmusok, amelyek képesek ennél többet is felvenni, akkumulálni (akár 12 % körüli mértékig is). A felvett többlet foszfort a sejt poli-foszfát formájában (3. ábra) tárolja.



**3. ábra: A poli-foszfát szerkezeti képlete**

A foszfort (poli-foszfátot) akkumuláló baktériumok speciális üzemeltetésnél (anaerob és aerob körülmények időszakos, vagy térbeli ciklikus használata) elszaporodnak a biológiai reaktorban levő iszapban. Aerob körülmények között jellemző a mikroorganizmusok általi foszfor felvétel, anaerob viszonyoknál pedig a foszfor leadás, visszaoldódás, de a ciklikusság közben az újabb aerob szakaszban a foszfát újra felvételre kerül, nagyobb mértékben, mint amilyen mértékben az anaerob fázisban visszaoldódott. Ennek következtében a foszfor az eleveniszapban koncentrálnálódik, amellyel együtt leválasztódik (4. ábra). Hatásfoka a szakirodalmak szerint 40 – 60 %.



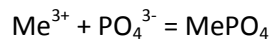
**4. ábra: Egy biológiai foszformentesítés ciklikus megoldási sémája**

Az egész folyamat pontos mechanizmusa még nem ismert, de hatásfokát az eddigi tapasztalatok szerint, befolyásolja a szennyvíz eredeti foszfor tartalma a magas nitrát tartalom. A magasabb foszfor tartalom növeli, a nagyobb nitrát tartalom pedig csökkenti a leválasztás mértékét, amelyet befolyásol még a szennyvíz összetétele, valamint a biológiai lebontást végző mikroorganizmusok fajtája is.

A foszfor akkumulálására alkalmas baktériumok az Acinetobacter fajok, illetve sok gram-negatív és gram-pozitív baktériumok, mint pl. a Pseudomonas, Arthrobacter, Coryne baktériumok valamint a Microlunatus fajok, de a fonalasan szaporodó baktériumok is képesek a foszfor megkötésére. Ez utóbbiak azonban az iszap felúszásához (habzásához) is hozzájárulnak.

A foszfort *kémiai úton, vegyszeres kicsapással* is lehet távolítani, melynek során a szennyvizekben levő foszfor tartalmat kicsapják, általában a többértékű fémionok (vas, alumínium vagy kalcium ionok) hozzáadásával. A hagyományos biológiai szennyvíztisztítás jól működő telepek esetén is csupán a foszfor 20-30% -ának eltávolítására alkalmas.

A kicsapásra jellemző kémiai reakció az alábbi képlettel jellemezhető:



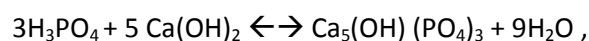
A kicsapás a szennyvíz pH-jától függ. A különböző fémek esetében különböző az optimális pH tartomány is eltérő. A vassal és alumíniummal történő kicsapásnak a kicsit savas - semleges pH (pH 5-6) kedvez.

A foszfor kicsapás háromértékű vas és alumínium sókkal az alábbi összefüggések szerint történik:



1 foszfátion kicsapásához elmélet szerint 1,5 vas- illetve alumíniumion szükséges. A foszformentesítés tényleges vegyszerigénye az elméletileg számított értéknél több: 1g P ~ 2,0-3,5g Fe<sup>3+</sup>, illetve ~1,2-2,5g Al<sup>3+</sup> iont igényel, a technológia sajátosságai függvényében. A háromértékű sók egy része ugyanis hidrolizál és pelyhesedést, koagulációt eredményez, mely javítja a csapadék leválasztás határfokát. A többlet vas- illetve alumíniumion igény a szükséges foszfor kicsapást is biztosítja a koaguláció mellett. A tényleges fajlagos vegyszerigényt esetenként laboratóriumban célszerű meghatározni.

A foszfát kicsapása kalciumfoszfátként is lehetséges. A hatásos foszfor kicsapás eléréséhez szükséges vegyszermennyiség és pH a víz minőségének megfelelően alakul. A kalcium hidrogénfoszfát oldhatósága semleges (pH ≈7) környezetben kb. 23 mg/l. A pH emelésével a reakció során kalciumhidroxofoszfát (hidroxilapatit) képződik.



Melynek oldhatósága  $\text{pH} \geq 10$ -nél  $1 \text{ mg/l}$  alatt van. A kalciummal megvalósított kicsapatásnál emiatt célszerű labor körülmények között meghatározni a foszfor kicsapatás paramétereit, figyelembe véve a rendszer puffer-kapacitását is.

A fém-foszfátok keletkezése több lépcsős folyamat:

1. A vegyszer szennyvízbe történő gyors, néhány perces bekeverése fém- foszfátok nagy sebességű keletkezése, a fém-hidroxidok kialakulása előtt.
2. A fém-foszfátok és fém-hidroxidok kialakulását követően a szennyvíz összetétele függvényében karbonátok létrejötte.
3. A felületi töltéssel rendelkező természetes kolloid részecskék semlegesítése, és ezek koagulációja, majd makroflokkok képződése, amely 20-30 perces keverési időt igényel.
4. Fáziszétválasztás, azaz a flokkulált részecskék leválasztása a vízből ülepítéssel, szűréssel vagy flotálással.

A foszfor kicsapatására használatos vegyszerek a következők:

Vas (II)-só:	$\text{FeSO}_4$
Vas (III)-sók	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ; $\text{FeClSO}_4$ ; $\text{FeCl}_3$
Alumínium-sók:	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ; $\text{AlCl}_3$
Poli-Al-klorid	$(\text{Al}(\text{OH})_n\text{Cl}_{6-n})_m$
Na-aluminát	$\text{NaAl}(\text{OH})_4$
Kalcium	$\text{CaO}$ por; $\text{Ca}(\text{OH})_2$

Vas(II)- sôt alkalmazásakor előzetesen vas(III)-á kell oxidálni, hogy a kicsapatás valóban hatékony lehessen pl. levegőztetéssel, melynek során vas (III)-sóvá oxidálódik.

A adagolás helye szerint 3 féle foszforeltávolítási technológiát lehet megkülönböztetni. Ezek az elő-, szimultán-, és utókicsapatás (3. táblázat).

**3. táblázat: A foszfor kicsapás módjai és azok jellemzői**

	<b>Előkicsapás</b>	<b>Szimultán kicsapás</b>	<b>Utókicsapás</b>
<b>Adagolás helye</b>	Előülepítő elé	Levegőztetőbe	Utóülepítő után
<b>Jellemzője:</b>	A vegyszer nem csak a foszfor, hanem a kolloidok eltávolításra is fordítódik	A vegyszer közvetlenül az eleveniszapos medencébe jut	A tisztított szennyvízhez adjuk a vegyszert.
<b>Előnye:</b>	Kevesebb szennyezőanyag jut a biológiára, annak hatásfoka nő.	Már előkezelt szennyvizet kezelünk, és nem szükséges további ülepítő.	Itt kell a legkevesebb vegyszer.
<b>Hátránya:</b>	Nő a keletkezett primér iszap mennyisége	Nem ismeretes.	Az utóülepítő után egy újabb csapadék leválasztás szükséges.

Mind a vas-só oldatok, mind az alumínium-klorid esetében jelentkeznek az alábbi pozitív hatások:

- A  $P^{3+}$  értéke a tisztított szennyvízben a kívánt határértéken belül tartható.
- Javul a szerves anyag lebomlás hatásfoka.
- Akadályozza a fonalas baktériumok elszaporodását.
- Segíti a jó ülepedési tulajdonságú iszap kialakulását.
- Növeli az iszap szárazanyag-tartalmát, javítja az ülepíthetőségét, víztelenítési hatásfokát.

**4. JAVASLAT TÁPANYAG TARTALOM CSÖKKENTÉSI TECHNOLÓGIÁRA**

Amint az előző szakirodalmi összefoglalásból látható, a szennyvíz tápanyag tartalmának csökkentésére több lehetőség áll rendelkezésre. A kommunális szennyvíz tápanyaga nem túlságosan magas (ammónia tartalma átlagosan 40 - 50 mg/l, foszfortartalma 8 -10 mg/l) emiatt ezek eltávolítását vegyes módszerrel érdemes elvégezni. Ez azt jelenti, hogy egy koagulálással ( $Fe_2(SO_4)_3$  és  $Ca(OH)_2$

adagolás) intenzifikált előülepítést (előkicsapatasos foszfor tartalom csökkentés) egy biológiai nitrogén és foszfor eltávolítás követ.

Az ajánlott technológia alkalmazhatóságának és hatékonyságának tesztelése céljából laboratóriumi kísérletek végeztünk, hogy bizonyítsuk a javasolt megoldás hatásosságát, alkalmazhatóságát.

#### **4.1. A laboratórium kísérletek alapjai, rövid leírása**

*Az intenzifikálás (a foszfor kémiai eltávolítás) rövid elméleti alapja:*

Az előülepítés intenzifikálásának célja a 100 µm alatti kis sűrűségű szilárd szennyező anyagok koagulálása, valamint a víz oldott foszfortartalmának csökkentése. A két feladat ugyanazon vegyszeres kezeléssel oldható meg, Ca-, Fe- ill. Al- vegyületek alkalmazásával. Ezek a vegyületek ugyanis koagulálószeres, a foszforral pedig nehezen oldódó vegyületet képeznek a 3.2. fejezetben leírtaknak megfelelően.

A Fe-, ill. Al sók közül a vas (III)-szulfát használatát javaslom, mert a vas környezetbarát jellegének megítélése kedvezőbb, és a szulfátgyök részben kicsapódása is megtörténik, nem növeli jelentősen a víz sótartalmát.

A kísérleteknél a Miskolci Szennyvíztisztító telepi, homokfogó utáni szennyvizet használtunk. A kezelésekhez 1 liter ürtartalmú főzőpoharat használtunk fel. A minták vízminőségének állandósága biztosítása érdekében egyszer vettünk egy nagyobb mintát, melyet átlagosítás után lehűtve tároltunk, és ebből vettünk az egyes kísérletekhez minimum 0,8 liter szennyvizet. A kísérlet lépései a következők voltak:

- A nyers kommunális szennyvízből vett un. „nagy minta” pH-jának, és összes tápanyagtartalmának mérése.
- Ca(OH)<sub>2</sub> adagolás a mintákhoz előre meghatározott pH értékig, a kezelt víz ülepítése, majd a derített fázisból tápanyag tartalom mérése.
- Ca (OH)<sub>2</sub> adagolás egy előre meghatározott pH értékig, majd Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> hozzáadással minden mintánál a 8,6 pH érték beállítása, ülepítés, és a derített rész vizsgálata.

##### **4.1.1 Biológiai szennyvíztisztítás, tápanyag csökkentés modellezése:**

E kísérletekkel az volt a cél, hogy megvizsgáljuk, hogy az előkicsapatas, koagulálás és azt követő fázisszétválasztás után maradó tápanyagtartalom elegendő-e a biológiai szerves anyag lebontásához,

továbbá megvizsgálni, hogyan alakul a tápanyag koncentrációja a ciklikus aerob, anaerob (anox) körülmények között megvalósított biológiai szennyvízkezelés hatására, illetve a szerves anyag biológiai lebontása, biztosíthatók-e ezzel a tisztítási folyamattal a határértékekre szabványban megadott értékek.

A biológiai szennyvíztisztításnál az intenzifikált előülepítés modellezésénél keletkezett előtisztított szennyvizet szennyvíztisztító telepről származó szennyvíz iszappal (többször átmostuk tiszta vízzel, hogy az iszapvíz tápanyagtartalma ne befolyásolja a kísérletük eredményét) kevertük, úgy hogy a lebontó szervezetek mennyisége 3,5 g/l legyen. Ezután a keveréket nagyobb főzőpohárba, mint bioreaktorba öntöttük, és mélylevegőztetéssel több óráig (általában 4 óra időtartamban) levegőztettük (5. ábra), biztosítottuk az aerob feltételeket a nitrifikációhoz, illetve foszfor mikroorganizmusok általi felvételéhez. Közben mértük a szennyvíz oldott  $O_2$  tartalmát és azt megfelelő szinten tartottuk, illetve az időközönként mintákat vettünk, melyeknek minőségét megvizsgáltunk.



**5. ábra: Az aerob biológiai szennyvíztisztítás laboratóriumi modellezése**

A denitrifikáció érdekében a szükséges anaerob illetve anox lebontási folyamat modellezésénél a főzőpoharakban megszüntettük a levegő bevezetését, lezártuk, és mágneses keverővel biztosítottuk a szuszpenzió homogén jelleget, akadályoztuk meg a mikroorganizmusok kiülepedését (6. ábra). Ebben a ciklusban lejárászó folyamatok a denitrifikáció és a foszfor mikroorganizmus általi leadása.





### **6. ábra az anaerob illetve anox biológiai kezelés laboratóriumi modellezése**

Ezt követte egy 30 perces ülepítés, és a derített fázisból vett minták jellemzőinek meghatározása, a  $P_{\text{összes}}$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$  és pH értékek mérése.

#### 4.1.2. Az előülepítés intenzifikálási kísérletek értékelése

A kísérletek eredményei alapján megállapítható volt, hogy a derített szennyvíz *szilárd (lebegőanyag tartalma) jelentősen csökken* a kezelésnél felhasznált vegyszerek függvényében. *Jelentősen csökkent (több kísérletnél lényegesen  $1\text{mg/l}$  alá) az összes foszfor* tartalom is, mert a kolloidokban levő foszfor koagulálás után kiülepedett ugyan úgy, mint a kicsapatott a szennyvízben eredetileg oldott foszforfészeségek. A maradó összes foszfor tartalmat a biológiai folyamatokhoz elegendőnek tartjuk.

Hasonlóképpen jelentős a kolloidok, lebegő szennyeződések leválasztása következtében a *KOI érték csökkenése is, több esetben az eredeti érték közel harmadára csökkent le*, ami a biológiai tisztítás tervezése, illetve üzemeltetése szempontjából lényeges. Az *ammónia-nitrogén illetve összes nitrogén* leválasztása szempontjából az intenzifikált előülepítés nem mondható eredményesnek, *minimális változás* volt megfigyelhető (de ezt előre is tudtuk), mivel a koagulálással, intenzív előülepítéssel ez az oldott komponens a vízből nem távolítható el.

Véleményem szerint a kommunális, illetve hasonló típusú szennyvíz minőségének ez a változása a biológiai tisztítást kedvezően befolyásolja. A szennyvízben maradó tápanyagok, illetve azok mennyiségi arányai elegendőek a maradó szerves anyag biológiai lebontásához, amelyet annak kisebb koncentrációja miatt a mikroorganizmusok rövidebb idő alatt tudnak elvégezni. Emellett a biológiai lebontás paraméterei úgy alakíthatók, hogy a nitrifikáció és denitrifikáció lejátszódásához kedvezőbb körülmények adódjanak. Ezt a megállapítást a laboratóriumi kísérletek is igazolják.

#### 4.1.3. Biológiai szennyvíztisztítás modellezésének értékelése

Az első biológiai kísérletnél azt vizsgáltuk meg, hogy a kicsapatás és az azt követő ülepitéssel kapott előtisztított víz minősége hogyan alakul a biológiai kezelés hatására. Mivel a biológiai kezeléshez hagyományos technológiával működő telepről biztosítottuk a szükséges eleveniszapot (a lebontást végző mikroorganizmusokat), melynek iszapvizében nagyobb mennyiségben található még oldott szerves anyagok, valamint tápanyagok, emiatt ezt az iszapot előkezeltük, azaz az iszapvizet atmoszárral tisztítottuk. Így modelleztük az új technológiában várhatóan keletkező eleveniszapot. Ezután kezdtük el a biológiai tisztítási modell kísérleteket az aerob szerves anyag lebontással, nitrifikációval, majd a denitrifikációval anaerob (anox) körülmények között.

A vegyszeres foszfor kicsapatást, koagulációt követő 30 perces előülepités túlfolyásával nyert előtisztított szennyvizet használtuk fel a biológiai tisztítási kísérletekhez. Az aerob rész 4 óra hosszáig tartott, ugyan úgy, mint az anaerob (anox) fokozat, amelynél a denitrifikáció hatásosságát vizsgáltuk.

A választott tartózkodási idő után a tisztított szennyvízben levő lebegő (szilárd) anyagot (mikroorganizmusokat) leülepitettük, majd a derített vízből mintát vettünk, melyeknek meghatároztuk az oldott  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{P}_{\text{összes}}$ , KOI tartalmát. A mérési eredményeket a 4. táblázat tartalmazza.

A táblázat adataiból jól látható, hogy az *aerob biológiai kezelés* hatására a mikroorganizmusok a szerves anyagot nagyon jól lebontották, a maradó KOI az aerob fokozat után mindössze 10,5 mg/l ami nagyon jó érték. A tisztítási fokozatban a szerves anyag lebontása mellett végbe ment az  $\text{NH}_4^+$  nitrifikációja is, egészen a nitrát vegyületek képződéséig. Az összes P- tartalom is kisebb lett, mint 1 mg/l.

**4. táblázat: Az első biológiai szennyvíztisztítási technológiai kísérlet eredményei**

Minták	KOI	$\text{NH}_4^+/\text{N}$	Összes P	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Befolyó szennyvíz (rács után)	299,70	35,60	5,74	0,50	0,62
Befolyó szennyvíz. (kezelés és ülepités után)	94,80	35,10	-	0,40	0,63
Recirk.i. (kezelés előtt)	22,60	0,98	6,06	76,50	3,00
Recirk.i. (mosás után)	8,90	0,48	0,60	0,03	0,03
Aerob	10,50	0,19	0,81	109,00	0,19
Anaerob	20,20	22,50	4,70	23,80	0,23

A denitrifikáció csak részben játszódtott le. Elemi nitrogén távozott a rendszerből, de a nitrát egy része visszaalakult ammóniává. A KOI emelkedése azt is jelentheti, hogy a lebontó mikroorganizmusok egy része elpusztult, a sejt fala felszakadt, és sejtnedv került a víz fázisba. Ez hozzájárulhatott minimális mennyiségben a nitrogén vegyületek koncentrációjának alakulásához is. A foszfor tartalom növekedése pedig jól mutatja az anaerob fázisban a mikroorganizmusok általi foszforleadást.

A következő kísérleteknél az intenzifikált előülepítést követően az aerob folyamat hatásosságát vizsgálva az idő függvényében (az előzőeknek megfelelő előkészítés és paraméterek mellett) 4 óra tartózkodási idő alatt. A vizsgálati eredményeket az 5. táblázat tartalmazza.

**5. táblázat: A P és a KOI változás mértéke aerob tisztítás modellezése közben az idő függvényében**

Minták	P [mg/l]	KOI [mg/l]
Rács (kezelés előtt) után	9,4	557
Rács (kezelés + ülepítés után)	0,81	133
Aerob biológia (kezdekskor)	0,74	70
Aerob biológia (30 perc elteltével)	0,68	51
Aerob biológia (60 perc elteltével)	0,65	57
Aerob biológia (90 perc elteltével)	0,55	49
Aerob biológia (120 perc elteltével)	0,57	53
Aerob biológia (150 perc elteltével )	0,64	53
Aerob biológia (180 perc elteltével )	0,69	36,9
Aerob biológia (210 perc elteltével )	0,85	28,1
Aerob biológia (240 perc elteltével )	0,65	28,9

Az 5. táblázat adatai alapján a tisztítás közben a foszfor tartalom 90 percig csökken, utána kis mértékben emelkedik. A KOI csökkenés alakulása (a szerves anyag lebontás mértéke) a tisztítási idő függvényében az adatok alapján az első 30 percben jelentősebb, utána szinte stagnál, majd 150 perc után újra mérhető. Feltételezhető, hogy kissé magasabb kiinduló KOI értékek esetén látványosabb az első időszakokban az aerob lebontás mértéke.

A kísérlet eredményei alapján megállapítható, hogy egy koagulálást, flokkulálást követő ülepítés után az aerob biológiai lebontás időigénye jelentősen csökken. Esetünkben, a rendelkezésünkre álló szennyvíz tisztításához az aerob reaktorban 90-120 perces tartózkodási idő elegendő.

A következőkben az anox folyamat hatásosságának vizsgálata történt meg az idő függvényében. Először egy új szennyvíz mintát előkezeltünk (kicsapátás, ülepítés, aerob tisztítás 120 perces tartózkodási idővel), majd folytattuk a kísérletet az anox eljárás modellezésével. Az anox eljárás a már korábban említett lépések (szén alapú utánpótlás hozzáadásával) szerint történt. A kísérleti időtartam alatt több alkalommal (különböző rész idő tartózkodásánál) mintát vettünk, amit lebegőanyag mentesítés után megelemezettünk. Elemzésnél az anox folyamatot jellemző komponensek értékeit ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) mérettük meg. A tápanyag utánpótlás mennyiségét a kezelt szennyvízhez viszonyítva 1:5 arányban határoztuk meg. Ez azt jelentette, hogy egy liter aerob eljárással kezelt szennyvízhez 20 ml ülepítésből nyert szennyvizet kevertünk. A mérések eredményei a 6. táblázatban találhatók.

**6. táblázat: A szennyvíztisztítás mértékének alakulása az anox biológiai folyamatban, a tartózkodási idő függvényében**

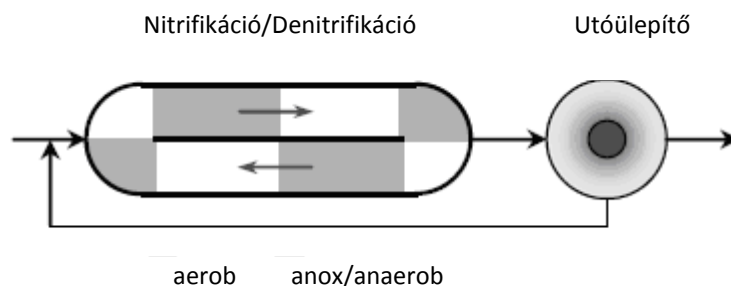
Minták	P [mg/l]	KOI [mg/l]	$\text{NO}_3^-$ [mg/l]	$\text{NO}_2^-$ [mg/l]	$\text{NH}_4^+/\text{N}$ [mg/l]
Rács (kezelés előtt) után	3,3	141	6,65	0,78	21,6
Aerob biológia kezdete	0,7	28,5	11	2,21	13,9
Utánpótlás az anoxhoz (kicsapva + ülepítve)	1,18	52,9	6,6	0,87	18
Aerob biológia vége, anox biológia kezdete	0,79	27,4	75,5	0,24	2,8
Anox biológia (30 perc múlva)			49,4	3,89	
Anox biológia (60 perc múlva)			42,2	5,67	
Anox biológia (120 perc múlva)			25,2	9,1	
Anox biológia (180 perc múlva)			9,7	8,3	
Anox biológia (240 perc múlva)	1,95	35	0,62	0,93	6,2

Az eredményekből látható, hogy az anox folyamat elejéhez képest a 4 órás folyamatban a KOI érték növekedése következett be (feltehetően az elpusztult mikroorganizmusok sejtnedve következtében), de ennek mértéke nem nagy, a tisztított víz KOI-ja még így is lényegesen kisebb, mint a szabványban előírt határérték. A denitrifikációra jellemző mérési eredmények viszont azt mutatják, hogy a

feltételek, a kísérleti paraméterek megválasztása jó volt, hiszen a 4 órás kezelés után nőtt valamit ugyan az ammónium-ion mennyisége, de jelentősen nőtt a denitrifikáció mértéke, a nitrit és nitrát ion maradó koncentrációja kisebb, mint 1 mg/l. Összességében megállapítható, hogy a kétlépcsős biológiai kezelés eredményeképpen biztosítható a tisztított víz összes nitrogéntartalmának 10 mg/l alá vitele. Ugyanakkor az anox folyamat ideje alatt a mikroorganizmusok foszforleadása újból igazolódott.

*Az elvégzett laboratóriumi vizsgálatok eredményei alapján megállapíthat, hogy a tisztításra kerülő szennyvíz koagulálása, flokkulálása, valamint az azt követő ülepítés kedvező hatással van a maradó szerves anyagok lebontására, illetve a biológiai folyamatokkal megvalósított nitrifikációra és denitrifikációra. Az intenzív koaguláció, flokkuláció hátránya lehet, hogy az aerob lebontás hatására nagyon kevés szénalapú tápanyag marad a vízben, amely kevés a denitrifikáló mikroorganizmusok számára. Ez a probléma az aerob és anox körülményeket váltogatva, ciklikusan alkalmazva teljesen kiküszöbölhető.*

Erre megoldásként a legújabb kutatási eredményeket figyelembe véve az egyik német szakcikk által említett eljárás tűnt a legígéretesebbnek, mely szerint az aerob- és anox eljárásokat egymás után váltva (7. ábra), szimultán eljárással biztosítható a nitrifikáció és denitrifikáció még teljesebb és tökéletesebb lejátszódása, remény szerint a tápanyag hozzáadása nélkül. Ahogy a sematikus ábrán is látható, aerob és anox terek ciklikusan követik egymást a biológiai kezelésnél.



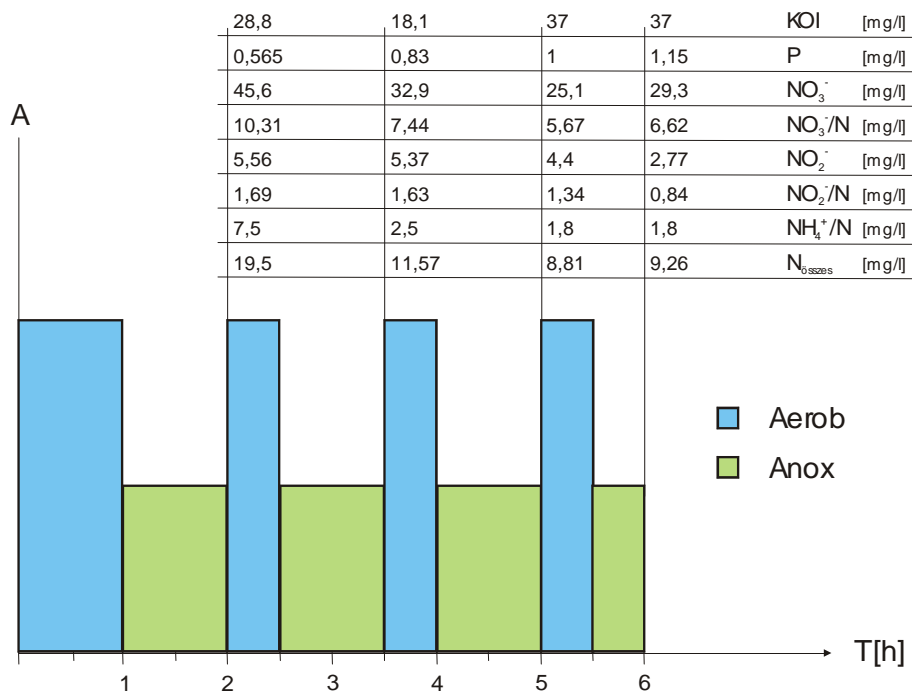
**7. ábra: A szimultán nitrifikációt/denitrifikációt biztosító biológiai szennyvízkezelés sémája**

A következő kísérletek ezt a módszert modellezték. E kísérlet szerint az aerob- és anox eljárásokat egymás után, váltva alkalmazva, figyeltük a nitrifikáció és denitrifikáció lejátszódását, tápanyag hozzáadása nélkül.

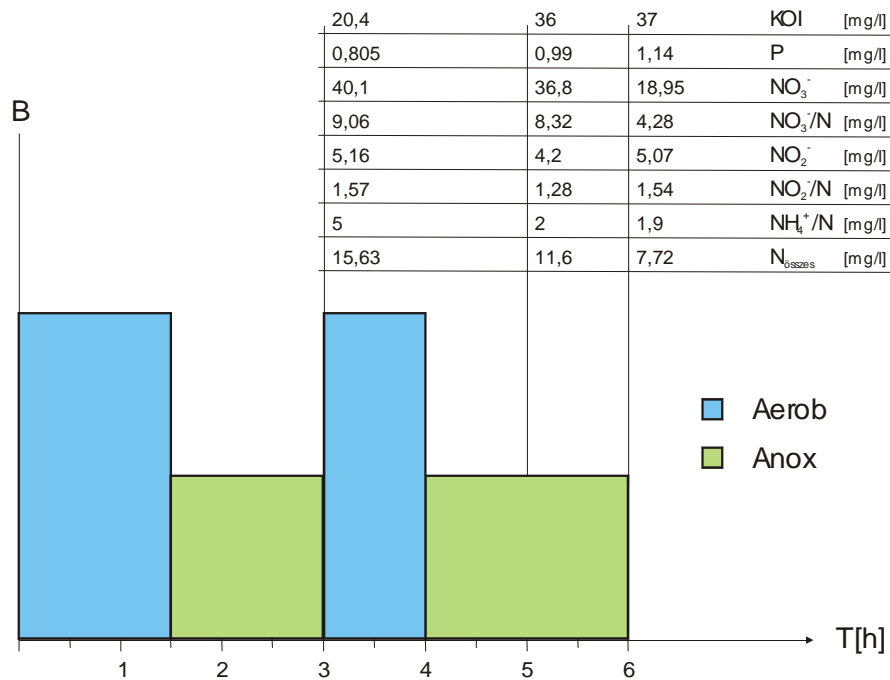
Két azonos módon előkezelt (kicsapatás, ülepítés) mintát készítettünk elő két kísérlethez. Eltérés az aerob- és az anox eljárás időtartamában, illetve ezek váltakozásának számában volt. Az összes tartózkodási idő az aerob körülmények között mindkét esetben 2 óra 30 perc, míg az anox terekben 3

óra 30 perc volt, csak más elosztásban. A két minta közül az elsőben („A”) négyciklusú, míg a másodikban („B”) kétciklusú technológiát modelleztük (egy ciklus 1 aerob és 1 anox kezelési folyamat). Az alábbi, 17. és 18. ábrákon a biológiai kezelés (aerob + anox) alkalmazásával a mintavételek idejét és az azokhoz tartozó mérési eredményeket mutatjuk be.

A kísérletek eredménye igazolták a német szakirodalom állításait. Az eredményekből látható, hogy a teljes biológiai tisztítási folyamat mindkét esetben 6 óra alatt lezajszódott.



**8. ábra: Az „A” kísérlet ciklusainak eredményei**



9. ábra: A „B” kísérlet ciklusainak eredményei

A tisztított víz KOI értéke 40 mg/l alá csökkent, amely lényegesen kisebb érték, mint a 2. táblázatban feltüntetett határérték. A vízben maradt összes foszfortartalom az 1 mg/l értéket éppen hogy meghaladja, míg az összes nitrogén koncentráció 10 mg/l alatti. A folyamat úgy biztosította ezeket a jellemzőket, hogy nem volt külön tápanyag hozzáadás.

Az ábrákból az eredmények alapján azt a következtetést is megtehetjük, hogy kedvező körülmények között akár 5 óra összes tartózkodási idő is elégséges a tervezett mértékű biológiai tisztításhoz.

## 5. ÖSSZEGZÉS

A szakmai információk összefoglalása alapján egyértelműen megállapítható, hogy a kommunális és hasonló jellegű szennyvizek tápanyagtartalmának csökkentésére több lehetőség áll rendelkezésre. A foszfortartalom kellő mértékű csökkentése kémiai illetve kémiai és biológiai úton valósítható meg, míg a nitrogén tartalom gazdaságosan a biológiai tisztítás segítségével csökkenthető. A szakirodalmi adatokra támaszkodva javasolt technológia a foszfor tartalom előkicsapattal míg a nitrogén tartalom ciklikus aerob/anox biológiai körülmények között csökkenthető a kellő mérték, a jogszabályban meghatározott értékek alá. Ennek a megoldásnak a hatásosságát laboratóriumi kísérletek igazolták. A

gyakorlati alkalmazás előtt minden egyes szennyvíznél célszerű azonban laboratóriumi kísérletek segítségével meghatározni az üzemi paramétereket, feltételeket, amelyeket a szennyvíz mindenkori összetétele is befolyásol.

### Felhasznált irodalom

1. Dr. Barótfi I.: Környezettechnika; Mezőgazdasági Kiadó, 2003. ISBN 963 286 009 8
2. H. Brauer (Hrsg): Handbuch des Umweltschutzes und Umweltschutztechnik. Band 4. Additiver Umweltschutz: Behandlung von Abwasser; Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1996.
3. Dr. Benedek Pál: Vízisztítás-Szennyvíztisztítás; Zsebkönyv, Műszaki Könyvkiadó, 1989.
4. J. Bever, H. Teichmann: Weitergehende Abwasserreinigung; Oldenbourg Industrieverlag, München, 2002. ISBN 3-486-26527-X
5. Dittrich Ernő: Biológiai szennyvíztisztítás; PTE-TTK oktatási segédlet
6. DORAU, W. and LOPEZ-PILA, J.M: Neue Strategie zur Bekämpfung der Eutrophierung und zur Entfernung von Krankheitserregern in kommunalen Abwässern mittels Mikrofiltration - Teil 2. Umwelt Technologie Aktuell, 5. Jahrgang, 4/1994, Seite 317-325.
7. Eleveniszapos szennyvíztisztítás tervezése [www.1-2-Eleveni-szvt-terv](http://www.1-2-Eleveni-szvt-terv).
8. Karl und Klaus R.Imhoff: Taschenbuch der Stadtentwaesserung; Oldenbourg Industrieverlag, München, 2007, ISBN\_10:3-8356-3094-6.
9. Környezeti Biológia, Szennyvíztisztítási műveletek.  
[www.mfte.unideb.hu/userdir/kasj/kornyezet/.../szennyvii.pdf](http://www.mfte.unideb.hu/userdir/kasj/kornyezet/.../szennyvii.pdf).
10. Dr. Öllös G.: Szennyvíztisztítás kézirat; BME Mérnöktovábbképző Intézet, Budapest, 1992
11. Dr. Öllös G.: Szennyvíztisztító telepek-üzemeltetése I.II. Akadémiai Kiadó 1995.
12. Réti L.: Biológiai tápanyag eltávolítást végző szennyvíztisztító telepek tervezésének, üzemeltetésének egyes kérdései. MHT.XX. vándorgyűlés, 3/15 előadás.
13. H. Spaeth: Welche Möglichkeiten zur Naehrstoffentfernung aus dem Abwasser gibt es? Ingenieurbüro Schlegel, München, 2008
14. Tömössy L.: Vízisztaságvédelem – Szennyvíztisztítás; Oktatási segédlet, 2004 Debrecen
15. Vízisztítás; Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Építőmérnöki Kar; Oktatási segédanyag, 2007. Budapest