



BUDAPESTI MŰSZAKI ÉS GAZDASÁGTUDOMÁNYI EGYETEM

ÉPÍTŐMÉRNÖKI KAR

Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék

**A KÉMIAI ELŐKICSAPÁS ÉS UTÓKICSAPÁS
LEHETŐSÉGEINEK VIZSGÁLATA EGY KÖZEPES MÉRETŰ
SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEPEN**

TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI DOLGOZAT

Készítette:

Bakacsi Zoltán

IV. éves (BSc) környezetmérnök hallgató
környezettechnológia szakirány

Témavezető:

Dr. Szabó Anita

egyetemi adjunktus

Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék

Külső konzulens:

Bohus Mihály

vegyész

Szegedi Vízmű Zrt. Környezetvédelmi Osztály

Budapest, 2012

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek Dr. Szabó Anitának, a dolgozat elkészítésében nyújtott segítségével, a konzultációk során biztosított útmutatásáért és a projektben való részvétel lehetőségéért.

Szeretném megköszönni a Szegedi Vízmű Zrt.-nek és Havranekné Németi Ibolyának, a Környezetvédelmi Osztály vezetőjének, hogy lehetőséget biztosítottak az atomabszorpciós spektrofotometriás vizsgálatok elvégzésére.

Külön köszönetet kívánok mondani külső konzulensemnek Bohus Mihálynak, a Környezetvédelmi Osztály vegyészének, aki segített a műszeres szennyvízanalitikai vizsgálatokban, és akitől megtanulhattam az analitikus szemléletmódot, a szakma szeretetét, valamint, hogy megosztotta velem több évtizedes munkájának tapasztalatait.

Köszönet illeti Sándor Dániel és Zajzon Gergő doktoranduszokat, akik a mintavételezésben, a minták laborba történő szállításában, valamint a laboratóriumi munkákban nyújtottak elengedhetetlen segítséget.

Végezetül szeretném megköszönni a Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék munkatársainak, a Szennyvíztechnológiai Csoport tagjainak, hogy munkám során támogattak, mindvégig a segítségemre voltak és, hogy a felmerülő problémákkal mindig fordulhattam hozzájuk.

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS	7
2. SZAKIRODALMI ÖSSZEFOGLALÓ	9
2.1. <i>A kémiai szennyvíztisztítás áttekintése</i>	<i>9</i>
2.2. <i>A kémiai szennyvíztisztítás során lejátszódó folyamatok.....</i>	<i>10</i>
2.2.1. <i>Ortofoszfát kicsapás fém sókkal</i>	<i>10</i>
2.2.2. <i>Fém-sók hidrolízise, koaguláció-flokkuláció és fázisszétválasztás</i>	<i>11</i>
2.3. <i>Kombinált kémiai-biológiai szennyvíztisztítás.....</i>	<i>13</i>
2.3.1. <i>Előkicsapás.....</i>	<i>13</i>
2.3.2. <i>Szimultán kicsapás</i>	<i>14</i>
2.3.3. <i>Utókicsapás</i>	<i>15</i>
2.4. <i>A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telep technológiájának ismertetése</i>	<i>16</i>
2.5. <i>Kapcsolódó jogi szabályozás bemutatása</i>	<i>18</i>
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	21
3.1. <i>A laboratóriumi koagulációs kísérletek módszertana</i>	<i>21</i>
3.2. <i>Analitikai módszerek</i>	<i>24</i>
3.3. <i>Atomabszorpciós spektrofotometriás (AAS) módszerek</i>	<i>26</i>
4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELEÉSÜK	29
4.1. <i>A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telepre érkező nyers és a telepről elfolyó tisztított szennyvíz minőségére vonatkozó adatok</i>	<i>29</i>
4.2. <i>A kémiai kezelés hatása a pH értékre</i>	<i>33</i>
4.3. <i>A kémiai kezelés hatása a lebegőanyag tartalomra.....</i>	<i>35</i>
4.4. <i>A kémiai kezelés hatása a szervesanyag tartalomra.....</i>	<i>37</i>
4.4.1. <i>A kémiai kezelés hatása a kémiai oxigénigény (KOI_{Cr}) mennyiségére</i>	<i>37</i>
4.4.2. <i>A kémiai kezelés hatása az ötnapos biokémiai oxigénigény (BOI_5) mennyiségére.....</i>	<i>40</i>
4.5. <i>A kémiai kezelés hatása a foszfor-formákra</i>	<i>42</i>
4.5.1. <i>A kémiai kezelés hatása az ortofoszfát (PO_4-P) koncentrációra.....</i>	<i>42</i>
4.5.2. <i>A kémiai kezelés hatása az összes foszfor (TP) koncentrációra</i>	<i>44</i>
4.6. <i>A kémiai kezelés hatása a keletkező szennyvíziszapra</i>	<i>46</i>
4.7. <i>A kémiai kezelés hatása a nehézfém tartalomra</i>	<i>48</i>

4.8. Szennyvizek mezőgazdasági és erdőgazdálkodási elhelyezésének kérdései.....	50
5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK.....	53
6. ÖSSZEFOGLALÁS	55
7. IRODALOMJEGYZÉK	56
8. MELLÉKLET	59

ÁBRAJEGYZÉK

2-1. ábra – Az előkicsapás folyamatábrája	14
2-2. ábra – A szimultán kicsapás folyamatábrája.....	14
2-3. ábra – Az utókicsapás folyamatábrája.....	16
2-4. ábra – Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telep 1. sz. biológiai tisztító tava	17
3-1. ábra – A laboratóriumi kísérletekben alkalmazott koagulációs berendezés	21
3-2. ábra – A koagulációs-flokkulációs kísérletek fázisai	23
3-3. ábra – AAS készülék	27
4-1. ábra – A nyers- és tisztított szennyvíz pH értéke a 2009-2012. időszakban	29
4-2. ábra – A nyers- és tisztított szennyvíz lebegőanyag tartalma a 2009-2012. időszakban	30
4-3. ábra – A nyers szennyvíz KOI_{Cr} , oldott KOI_{Cr} , BOI_5 értéke a 2009-2012. időszakban.....	31
4-4. ábra – A tisztított szennyvíz KOI_{Cr} , oldott KOI_{Cr} , BOI_5 értéke a 2009-2012. időszakban.....	31
4-5. ábra – A nyers szennyvíz TP és PO_4 -P koncentrációja a 2009-2012. időszakban.....	32
4-6. ábra – A tisztított szennyvíz TP és PO_4 -P koncentrációja a 2009-2012. időszakban	33
4-7. ábra – A koaguláció utáni pH érték a koaguláns dózis függvényében.....	34
4-8. ábra – A vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz pH értékének változása különböző koaguláns dózisok függvényében	35
4-9. ábra – A vegyszeresen kezelt szennyvíz lebegőanyag koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében	36
4-10. ábra – Lebegőanyag eltávolítás a koaguláns dózis függvényében.....	37
4-11. ábra – A vegyszeresen kezelt szennyvíz KOI_{Cr} koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében.....	38
4-12. ábra – KOI_{Cr} eltávolítás a koaguláns dózis függvényében	39
4-13. ábra – A vegyszeresen kezelt szennyvíz KOI_{Cr} koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében az oldott KOI_{Cr} koncentrációhoz viszonyítva	39

4-14. ábra – A vegyszeresen kezelt szennyvíz BOI_5 koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében.....	41
4-15. ábra – A vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz BOI_5 koncentrációjának változása különböző koaguláns dózisok függvényében	41
4-16. ábra – A vegyszeresen kezelt szennyvíz $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében.....	43
4-17. ábra – A vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentrációjának változása különböző koaguláns dózisok függvényében	43
4-18. ábra – $\text{PO}_4\text{-P}$ eltávolítás a koaguláns dózis függvényében.....	44
4-19. ábra – A vegyszeresen kezelt szennyvíz TP koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében.....	45
4-20. ábra – TP eltávolítás a koaguláns dózis függvényében	45
4-21. ábra – A vegyszeres kezelést követően képződő iszap mennyisége a koaguláns dózis függvényében.....	46
4-22. ábra – A vegyszeres kezelést követően képződő iszaptérfogatok- és tömegek különböző koaguláns dózisok függvényében	47
4-23. ábra – A vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz egyes nehézfém (As, Hg, Ni, Zn) koncentrációjának értékei különböző koaguláns dózisok függvényében.....	49
4-24. ábra – A vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz klorid-ion koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében	51
4-25. ábra – A vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz szulfát-ion koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében	52
M-1. ábra – A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telep látképe (2011. október)	59
M-2. ábra – Koagulációs kísérletek során vizsgált paraméterek mérése a laboratóriumban ..	59

TÁBLÁZATJEGYZÉK

2-1. táblázat – A tisztított szennyvízre vonatkozó határértékek	20
5-1. táblázat – Az optimálisnak tekinthető dózisok az egyes vegyszerek és szennyezőanyag komponensek figyelembe vételével.....	53
M-1. táblázat – Az első koagulációs kísérletek során mért vízminőségi paraméterek	60
M-2. táblázat – Nyers-és tisztított szennyvízzel végzett koagulációs kísérletek során mért vízminőségi paraméterek 1.....	61
M-3. táblázat – Nyers-és tisztított szennyvízzel végzett koagulációs kísérletek során mért vízminőségi paraméterek 2.....	62
M-4. táblázat – Tisztított szennyvízzel végzett koagulációs kísérletek során mért vízminőségi paraméterek	63

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS

Napjainkban a kémiai kezelést önállóan, vagy biológiai szennyvíztisztítási technológiákkal kombinálva alkalmazzák a kommunális szennyvizek tisztítására elsősorban a skandináv országokban, valamint az Amerikai Egyesült Államokban. Koagulálószeres adagolásával a meglévő, mechanikai, vagy biológiai tisztításon alapuló szennyvíztisztító telepek intenzifikálása, kapacitásuk, illetve szennyezőanyag eltávolítási hatásfokuk növelése is hatékonyan végrehajtható.

Magyarországon elsősorban – a befogadók eutrofizáció elleni védelme érdekében – a szennyvíz foszfor tartalmának eltávolítása és az ortofoszfát-ionok kicsapása céljából alkalmazzák a kémiai kezelést. A kémiai szennyvíztisztítás során a szennyvíz lebegőanyag, illetve szervesanyag tartalma is hatékonyan csökkenthető a lejátszódó koagulációs-flokkulációs folyamatoknak (és fázisszétválasztásnak) köszönhetően.

A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telep tervezett hidraulikai kapacitása $6500 \text{ m}^3/\text{d}$, ezzel szemben a jelenlegi hidraulikai terhelés körülbelül $2500 \text{ m}^3/\text{d}$. A szennyvíztisztító telep tisztított szennyvize öntözésre kerül mezőgazdasági-, nyárfás és energiaültetvény öntözőterületeken, ezáltal a talaj, talajvíz rendszer a befogadó. A szennyvízöntözés a talaj- és talajvízszennyezés tekintetében két elkülönülő (dunavarsányi és taksonyi), meghatározott területen belüli, diffúz szennyezőforrás. Az érintett területek mindazokkal a szennyezőanyagokkal terheltek, amelyek a szennyvíztisztító telepről kikerülő tisztított szennyvízben jelen vannak. Ezen kívül bizonyos paraméterek esetén jellemző a háttér-koncentráció.

Az öntözőterületek alatt a talajvízben több komponens határérték felett van, ezért a tisztítástechnológia intenzifikálása szükséges, aminek célja a jelenlegi talajvízszennyezés csökkentése (határérték alá). Ennek egy lehetősége a kémiai kezelés, amit a dolgozatban vizsgálunk.

Alapvető célom, hogy meghatározzam, melyik kémiai kezelési változat – az előkicsapás vagy az utókicsapás – alkalmazása hatékonyabb a szennyezőanyag (szervesanyag, foszfor-formák, nehézfémek) eltávolítása tekintetében.

További célom annak megállapítása, hogy eltérő minőségű és dózisu koagulánsokkal milyen szennyezőanyag eltávolítási hatékonyság érhető el nyers, illetve tisztított szennyvíz esetén,

célzott laboratóriumi koagulációs-flokkulációs kísérletek végrehajtásával. Tehát egyfajta vegyszer- és dózis optimalizáció képezi a dolgozatom alapját.

Legfontosabb célom egy olyan javaslat kidolgozása, melynek alkalmazásával a Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telepről elfolyó tisztított szennyvíz vízminőségi paramétereivel (toxikus anyagtartalom, összes oldott só-koncentráció) talajvízszennyezést ne okozzon.

Dolgozatom egy nagy, átfogó kutatás részét képezi, melyet a BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék Szennyvíztechnológiai Csoportja végez, a Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telep jelenlegi működésének felülvizsgálatára.

2. SZAKIRODALMI ÖSSZEFOGLALÓ

2.1. A kémiai szennyvíztisztítás áttekintése

A kommunális szennyvizek tisztítása hagyományosan mechanikai és biológiai módszerekkel történik. Legelterjedtebbek az eleveniszapos biológiai tisztítási technológiák, melyek a szennyvíztisztítás legfontosabb feladatát, a szerves szennyezőanyagok eltávolítását nagy hatékonysággal képesek megvalósítani. A szervesanyag tartalom csökkentése mellett az utóbbi 40 évben egyre fontosabbá vált a növényi tápanyagok (nitrogén- és foszfor vegyületek) szennyvízből történő eltávolítása, mely a hagyományos technológiák (nagy terhelésű biológiai tisztítás) kiegészítését igényelte. A hatékony foszfor eltávolítás egyre növekvő igénye a kémiai szennyvíztisztítás elterjedését eredményezte.

Kémiai szennyvíztisztítás alatt a szennyvizek kémiai módszerekkel történő tisztítását, szűkebb értelemben vas-, alumínium-, kalcium-, vagy magnézium tartalmú vegyületekkel végzett kezelését értjük. A fém-sók adagolásának elsődleges és hagyományos feladata a szennyvíz foszfor tartalmának csökkentése az ortofoszfát-ionok kicsapása, valamint az azt követő szilárd-folyadék fázisszétválasztás alkalmazásával. A kémiai szennyvíztisztítás másik, egyre gyakoribb célja a szennyvíz szervesanyag tartalmának csökkentése, hiszen a kicsapószerként alkalmazott vegyszerek a kémiai foszfor eltávolításon kívül a koaguláció-flokkuláció (és fázisszétválasztás) révén a szennyvíz lebegőanyag, illetve szervesanyag tartalmának eltávolításában is hatékonyan képesek részt venni.

A szennyvíztisztítás harmadik fokozataként említett kémiai kezelést önállóan, vagy biológiai szennyvíztisztítási technológiákkal kombinálva napjainkban már viszonylag gyakran alkalmazzák, elsősorban a skandináv országokban, valamint az Amerikai Egyesült Államokban. Koagulálószeres adagolásával a meglévő, mechanikai, vagy biológiai tisztításon alapuló szennyvíztisztító telepek intenzifikálása, kapacitásuk, illetve szennyezőanyag eltávolítási hatásfokuk növelése is hatékonyan végrehajtható.

A kémiai foszfor eltávolítás alapja az, hogy bizonyos fém-ionok (Fe^{3+} , Al^{3+} , Ca^{2+}) a szennyvízben jelenlevő ortofoszfát-ionokkal (PO_4^{3-}) kémiai kötést képesek létesíteni. Az így képződött vas(III)-, alumínium-, és kalcium-foszfát vízben nagyon rosszul oldódik, ezért ezek a vegyületek egyszerű szilárd-folyadék fázisszétválasztással (ülepítés, flotálás) a szennyvíztől elkülöníthetők.

A szennyvízbe adagolt vas(III)- és alumínium-sók hidrolízises reakciókban is részt vesznek, melyek során a keletkező fém-hidroxidok a nyers szennyvízben jelenlevő kolloid, kvázi-kolloid méretű szilárd részecskéket (ilyenek a frissen kicsapódott foszfor vegyületek is) koaguláltatják, flokkuláltatják, így azok alkalmassá válnak egyszerű szilárd-folyadék fázissztávlasztásra. Az alap koagulálószer mellett sok esetben adagolnak segéd-derítőszereket is: anionos, nem-ionos vagy kationos polimereket, aktivált kovasavat, melyek a pehelyméret növekedését segítik elő, illetve az alap koagulálószer szennyezőanyag eltávolítási hatékonyságát fokozzák.

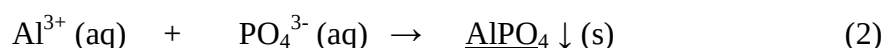
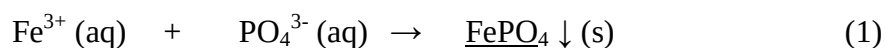
A szennyvíz kolloid diszperziót alkotó részecskéinek jelentős része szervesanyag, így a kicsapószer/koagulánsok adagolása olyan szervesanyagokat is ülepedésre alkalmas állapotba hoz, melyek a hagyományos eleveniszapos technológiában alkalmazott műtárgyakkal nem választhatók el a víz fázistól.

2.2. A kémiai szennyvíztisztítás során lejátszódó folyamatok

2.2.1. Ortofoszfát kicsapás fémsókkal

A kommunális szennyvíz összes foszfor tartalmának 50-60%-a oldott ortofoszfát, 40-60%-a pedig oldott poli-foszfát és szerves foszfor vegyületek. A kémiai szennyvíztisztítás egyik legfontosabb feladata e foszfor-formák koncentrációjának csökkentése [Henze *et al.*, 2002; Bratby, 2006].

A szennyvízben jelenlevő oldott állapotú ortofoszfát-ionok kémiai kicsapására képesek a szennyvíztisztítás során adagolt fém-sók, rosszul oldódó csapadékot képeznek velük. Az oldott állapotú háromértékű fém-sók: vas(III)- és alumínium vegyületek (a Fe^{3+} és Al^{3+} ionok) az alábbi egyszerűsített reakcióegyenletek alapján lépnek reakcióba az oldott ortofoszfát-ionokkal [Cooper *et al.*, 1994; Ribicky, 1997; van Haandel and van der Lubbe, 2012]:



Az (1) és (2) reakcióegyenletek alapján 1,0 mol fém-ion (Me^{3+}) 1,0 mol foszfát-ionnal reagál, így a csapadékban kialakuló Me/P arány elméletileg 1,0 lesz. Bizonyos peremfeltételek esetén (desztillált vizes, vagy kis lúgosságú oldatokban, optimális pH tartományban, meghatározott kicsapószer dózisok és kezdeti foszfát koncentrációk, valamint megfelelő vegyszer-bekeverés

esetén) valóban 1,0-hez közeli arányok alakulnak ki. Azonban a lejátszódó párhuzamos reakciók (elsősorban a hidroxid képződés) miatt, a kommunális szennyvíztisztításra jellemző körülmények között, adott mennyiségű foszfát kicsapásához a sztöchiometriailag számítottnál nagyobb kicsapószer mennyiségre van szükség [Szabó, 2006].

Számos szakirodalom foglalkozik a molarányok meghatározásával, például *Thisleton et al.* (2002) szerint 1,35:1 Fe:P molaránynál 74%-os, 1,5:1-nél 80%-os foszfáteltávolítás érhető el vas(III)-klorid adagolásakor. Az *EPA* (2009) kutatási jelentésében 1,38:1 Al:P molaránynál 75%-os, 1,72:1 esetén 85%-os, valamint 2,3:1-nél 95%-os foszfáteltávolításról számol be alumínium-szulfát alkalmazása során.

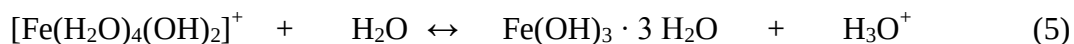
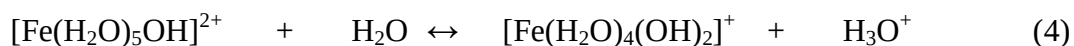
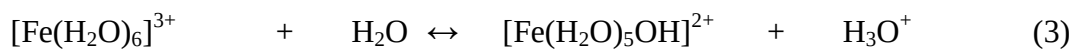
Az (1) reakcióegyenlet Fe:P tömegaránya 1,8:1, míg a (2) reakcióegyenlet Al:P tömegaránya 0,87:1, ezekből az értékekből látszik, hogy a Me^{3+} tartalomra vonatkoztatva közel kétszer annyi alumínium tartalmú koagulánst kell adagolni, mint vas tartalmút, hogy nagyjából azonos szennyezőanyag eltávolítási hatékonyságot érjünk el [Ribicky, 1997; Valsami-Jones, 2004].

A foszfát kicsapás tényleges mértéke függ egyéb anyagok jelenlététől, amelyek a fém-ionokkal képesek kapcsolatot létesíteni. A kicsapást ezen kívül alapvetően befolyásolja a szennyvíz pH értéke, hiszen különböző pH értékeken a fém-foszfátok oldhatósága különböző. A szakirodalom szerint a foszforeltávolítás szempontjából optimális pH érték vas(III)-klorid esetén 4,5-5,5 között, alumínium-szulfát esetén pedig 5,5-6,5 között van. Alacsony pH értéken az $AlPO_4$ és az $FePO_4$ stabil csapadék, semleges pH értéken azonban csak vegyes, hidroxidokat és foszfátokat egyaránt tartalmazó csapadék képződhet [Benedek és munkatársai, 1990; EPA, 2009].

A fentiek alapján a megfelelő foszforeltávolításhoz ténylegesen szükséges kicsapószer (fém-sók) mennyisége nem számítható sztöchiometriai úton (az (1)-(2) egyenletekből), az optimális dózis meghatározásához elengedhetetlen laboratóriumi, félüzemi, vagy üzemi szintű kísérletek elvégzése az adott szennyvízzel.

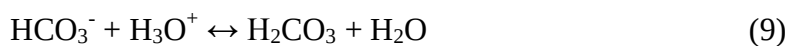
2.2.2. Fém-sók hidrolízise, koaguláció-flokkuláció és fázisszétválasztás

A szennyvízbe adagolt vas(III)- és alumínium-sók az ortofoszfát-ionokkal történő kémiai reakció mellett hidrolízises folyamatban is részt vesznek az alábbi egyszerűsített, egyensúlyra vezető reakciók szerint:



A több lépéses hidrolízis során képződő hidroxónium-ionok a szennyvíz pH értékét csökkentik (a szennyvíz pufferkapacitásától/lúgosságától függő mértékben). A vas(III)-, illetve alumínium-ionok teljes hidrolízisének az a feltétele, hogy a víz elegendő proton-akceptort, azaz olyan vegyületet tartalmazzon, amely a H_3O^+ ionokat meg tudja kötni, tekintettel arra, hogy a (3)-(8) reakciók egyensúlyra vezető, reverzibilis folyamatok.

A magyarországi hidrogeokémiai viszonyok következtében felszíni-, illetve felszín alatti természetes vizeink és kommunális szennyvizeink tartalmazznak annyi hidrogén-karbonát (HCO_3^-) iont, hogy a keletkező hidroxónium-ionok megkötése a következő reakciók alapján biztosított [*Licskó, 1994*]:



Amennyiben a hidrogén-karbonát-ion koncentrációja nem elegendő, akkor mesterségesen kell lúgos anyagot (pl. mésztejet) juttatni a vízbe.

Tehát a (3)-(5), illetve a (6)-(8) reakciók csak akkor játszódhatnak le teljesen, ha velük – térben és időben – párhuzamosan a (9)-(10) sav-bázis reakciók is megvalósulnak. Ez azt jelenti, hogy az Fe^{3+} és Al^{3+} ionokat tartalmazó kicsapószerke egy része többlépcsős folyamatban vas(III)-, illetve alumínium-hidroxid pelyhekké alakul.

A vas(III)-, illetve alumínium-hidroxidok nagy része valójában nem $\text{Fe}(\text{OH})_3 \cdot 3 \text{H}_2\text{O}$, illetve $\text{Al}(\text{OH})_3 \cdot 3 \text{H}_2\text{O}$ (általánosan felírva $\text{Me}(\text{OH})_3 \cdot 3 \text{H}_2\text{O}$) formában alakul ki, a hidrolízis során közbelső termékek is képződnek. A fém-hidroxid komplexekben a hidroxid-ionok és a fémionok aránya általában 3,0-nál kisebb. Egy mol vas(III)- vagy alumínium-ionhoz átlagosan 2,5 mol hidroxid-ion kapcsolódik, ezért a kialakuló hidrolízis termékek összességében pozitív elektromos töltéssel rendelkeznek. Ezek a fém-hidroxidok

polinukleáris (egynél több fém-iont tartalmazó), vízdoldható oligomerek, vagy alacsony fématomszámú polimerek. A vízdoldható oligomerek és polimerek rendkívül gyorsan, 1 másodpercen belül tovább polimerizálódnak, és pozitív elektromos töltéssel rendelkező fém-hidroxid szolokat képeznek. A pozitív töltésű fém-hidroxid szolok a lebegőanyagok felületén adszorbeálódnak, azok negatív felületi töltéseit semlegesítik, majd elősegítik aggregálódásukat (koaguláció, koaggregáció). Másodrendű (elsősorban hidrogén-híd) kötések révén, vagy anionok közreműködésével a fém-hidroxid szolok egymással is kapcsolatba léphetnek, melynek következményeként nagy víztartalmú pelyhek képződnek. A pelyhek méretének fokozatos növekedése (flokuláció) után a fém-hidroxidok és a „befogott” szennyezőanyagok szilárd-folyadék fázisszétválasztási technológiákkal eltávolíthatók [Szabó, 2006].

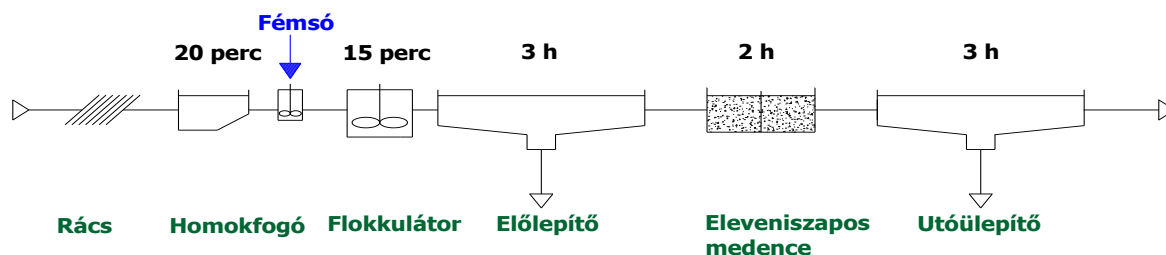
2.3. Kombinált kémiai-biológiai szennyvíztisztítás

A kombinált kémiai-biológiai szennyvíztisztításban a koagulálószer adagolására három helyen kerülhet sor:

- a biológiai tisztítási lépcső előtt (előkicsapás vagy kémiai előkezelés);
- a biológiai tisztítást megvalósító műtárgyban (szimultán kicsapás);
- a biológiai tisztítási lépcső (és az utóülepítő) után (utókicsapás).

2.3.1. Előkicsapás

A kémiai előkezelésnél **(2-1. ábra)** a mechanikai előtisztítás – rács és homokfogó – után történik a koagulánsok adagolása. A vegyszerek megfelelő elkeverése rendkívül fontos a hatékony szennyezőanyag eltávolítás szempontjából, ezért a koagulánsok adagolása külön vegyszerbekeverő egységben történik. A jól ülepíthető pelyhek képződése érdekében az előülepítő előtt lassú keverést megvalósító flokkulátort alakítanak ki. A kémiai előkezelést követi a biológiai tisztítás (levegőztető medence), majd az utóülepítés. Az eljárás megvalósításához szükséges idő megközelíti a 9 órát.



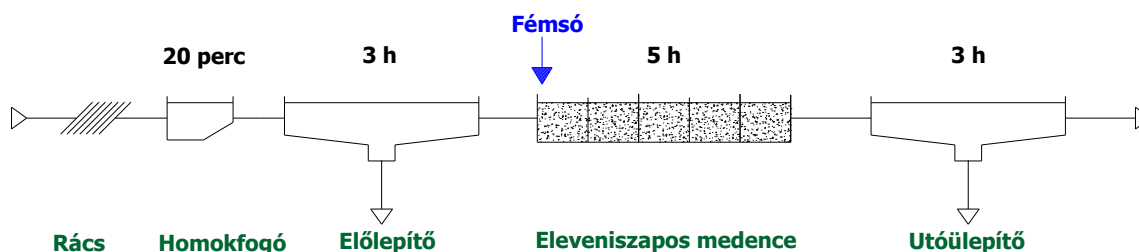
2-1. ábra – Az előkicsapás folyamatábrája

Az előkicsapás (kémiai előkezelés + biológiai tisztítás) megvalósításával a szennyvíz lebegőanyag és szervesanyag tartalmának eltávolítása általában meghaladja a 90%-ot, míg az összes foszfor eltávolítási hatásfoka 95% körüli [Kemira, 1990; Cooper et al., 1994].

Kémiai előkezeléssel a biológiai tisztítási fokozat tehermentesíthető, a szennyvíz lebegőanyag-, és szervesanyag tartalma, valamint a foszfor-formák hatékonyan távolíthatók el. A folyamat során jelentősen megnővekedhet az iszapkor, ami a nitrifikáció hatékonyságának növekedéséhez vezet. Azonban nem feledkezhetünk meg arról, hogy a képződő szennyvíziszap mennyisége megnövekszik az előkezelés hatására, ezenkívül a denitrifikációs folyamatokat kedvezőtlen irányba tolhatja el, ugyanis a koaguláció-flokkuláció és az azt követő fázisszétválasztás során a denitrifikációhoz felhasználható szervesanyag egy részét is eltávolítjuk.

2.3.2. Szimultán kicsapás

A szimultán kicsapás technológiája (2-2. ábra) abban tér el az előkicsapástól, hogy nincs külön vegyszerbekeverő egység és flokkulátor, hanem a levegőztető medencébe történik a koagulálószer adagolása. A vegyszerek szennyvízbe való bekeverését a levegőztetés következtében fellépő turbulencia segíti elő, amely azonban lényegesen kevésbé hatékony, mint a külön erre a célra kialakított vegyszerbekeverő egység.



2-2. ábra – A szimultán kicsapás folyamatábrája

A megfelelő hatásfokú szennyvíztisztítás biztosításához 11-12 órás tartózkodási időre van szükség a rendszerben, ami 2-3 órával hosszabb, mint előkicsapás esetén. Az előkicsapást alkalmazó eljárás során azonban a szilárd állapotú szervesanyagok már az előülepítőben eltávolításra kerülnek, így a levegőztető medencébe zömmel oldott állapotú, biológiailag könnyen bontható szervesanyagok jutnak, melyek biokémiai oxidációja lényegesen kevesebb időt igényel, mint a nagy mennyiségű szilárd anyagot is tartalmazó keveréké. Ennek következtében a levegőztetési idő szükséglet a szimultán kicsapás során kétszer-háromszor nagyobb, mint a kémiai előkezelést alkalmazó eljárásban [Licskó, 1994].

Az előkicsapásos eljáráshoz hasonlóan 90%-nál nagyobb lebegőanyag és a szervesanyag eltávolítási hatásfok érhető el. A foszfor eltávolítás viszont jellemzően kevesebb, mint 90%, míg nitrogén esetében az előkicsapásnak megfelelően 25-40%-os, és a tisztított szennyvízben a nitrogén nitrát-ionok formájában van jelen [Kemira, 1990; Cooper et al., 1994].

Az előkicsapás és a szimultán kicsapás szennyezőanyag eltávolítási hatásfokának összehasonlításakor megállapítható, hogy a lebegőanyag, a BOI_5 -ben kifejezett szervesanyag és nitrogén eltávolítás a két eljárás során közel azonos, a foszfor eltávolítás azonban a szimultán kicsapás során gyengébb. Ez a kisebb hatékonyságú foszfor eltávolítás jelentősen hosszabb levegőztetési idő mellett valósul meg, mint előkicsapás esetén. A szimultán kicsapás tehát nagyobb műtárgy-térfogatban, hosszabb tartózkodási idővel - azaz nagyobb beruházási és üzemeltetési költséggel - rosszabb minőségű tisztított szennyvizet eredményez, mint az előkicsapás [Licskó, 1994].

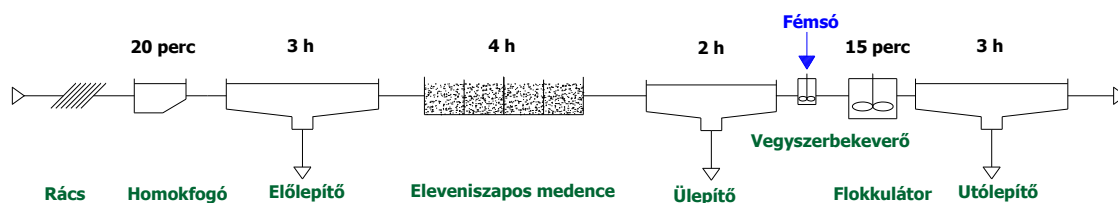
2.3.3. Utókicsapás

Az utókicsapás különböző módozatai a 60-as, 70-es évektől kezdődően használatosak, hiszen az egyik kézenfekvő megoldás a hagyományos biológiai szennyvíztisztító telepek foszfor eltávolításra történő kiegészítésére a biológiailag tisztított szennyvíz (kémiai) kezelése egy következő lépcsőben (harmadik fokozatú tisztítás).

Az utókicsapásban (2-3. ábra) a hagyományos eleveniszapos biológiai szennyvíztisztító rendszer gyors vegyszerbekeverővel, flokkulátorral és utóülepítővel egészül ki.

Tekintettel a vegyszeradagolást követő utóülepítőre, a levegőztetés és az azt követő ülepítőben való tartózkodás idejét csökkenteni lehet, így az utókicsapás időszükséglete nem sokkal nagyobb, mint a szimultán kicsapásé. A megfelelő hatásfokú szennyvíztisztítás

biztosításához 12-13 órás tartózkodási időre van szükség a rendszerben. Új telepek esetén egyes műtárgyak (levegőztető medence, közbenső ülepítő) kisebb mérettel építhetők. A nagyterhelésű eleveniszapos medencéből kikerülő viszonylag magas lebegőanyag tartalom az utókicsapásban lényegesen csökkenthető [Melicz, 1999].



2-3. ábra – Az utókicsapás folyamatábrája

Utókicsapással (kémiai kezelés a levegőztető medence után) a szennyvíz lebegőanyag- és a BOI_5 -ben kifejezett szervesanyag tartalmának több mint 90%-át lehet eltávolítani. A foszfor eltávolítás jellemzően 95%-nál magasabb, míg a nitrogén eltávolítása 25-40%-os [Kemira, 1990; Cooper et al., 1994].

Az említett kombinált biológiai-kémiai szennyvíztisztítási technológiák közül ennek a megoldásnak legjobb a szennyezőanyag eltávolítási hatásfoka. Azonban ez az eljárás igényli a legnagyobb beruházási összeget és a második legnagyobb üzemeltetési költséget a fenti technológiák közül. Csak a befogadó vízminőség-védelmével szemben támasztott követelmények alapján lehet dönteni arról, hogy az utókicsapás alkalmazása szükséges-e vagy sem. A beruházási és üzemeltetési költségtöbblet, melyet az utókicsapás igényel, nincs arányban – extrém körülményeket kivéve – a tisztított szennyvíz minőségének javulásában elért eredménnyel [Liczkó, 1994].

2.4. A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telep technológiájának ismertetése

A Dunavarsány és Térsége Víziközműveit Üzemeltető Koncessziós Zrt. (DTV Zrt.) végzi a szennyvízelvezetést és -tisztítást Dunavarsány nagyközség, Taksony, Délegyháza, Szigetszentmárton, Majosháza és Áporka községek közigazgatási területén. A Társaság feladata a községek vákuumos rendszerű szennyvízcsatorna hálózatának, a regionális szennyvíz nyomóvezetékeknek, valamint a Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telepnek (Dunavarsány 036/17 hrsz.) az üzemeltetése.

A szennyvíztisztító telep tervezett kapacitása 45.000 Leé¹, hidraulikai kapacitása 6500 m³/d. Ehhez képest a 2009-2012 időszakban a tényleges átlagos hidraulikai terhelés 2479 m³/d (103 m³/h) volt, ami körülbelül 40%-os kapacitás-kihasználtságot jelent. Megállapítható tehát, hogy sok magyarországi szennyvíztisztító-műhöz hasonlóan hidraulikailag alulterhelt a telep.

A tavas rendszerű szennyvíztisztító telep a következő technológiai egységekből áll:

- rács és homokfogó
- 1. sz. tó: levegőztetett aerob-anaerob-anoxikus (fakultatív) tó **(2-4. ábra)**
- 2. sz. tó: levegőztetett (kisebb mértékben) aerob-anaerob-anoxikus (fakultatív) tó
- 3. sz. tó: levegőztetés nélküli fakultatív tó



2-4. ábra – Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telep 1. sz. biológiai tisztító tava

A regionális nyomóvezetékekből a telepre érkező szennyvizet egy fogadóaknában egyesítik, majd mennyiségmérés után a mechanikai előkezelő egységre vezetik. Az előkezelő rendszer egy Noggerath NSI 500 kombi-6 típusú gépi rács és homokfogó műtárgyból áll. A szippantott szennyvizet gépi rácson mechanikus előtisztításnak, majd anaerob biológiai előkezelésnek vetik alá az erre kialakított települési folyékony hulladék fogadására szolgáló műtárgyban. A mechanikai előtisztítást követően a szennyvíz és a szippantott szennyvíz is gravitációs úton az első biológiai tisztító tóba, majd a másodikba kerül, onnan pedig a kiegyenlítést szolgáló harmadik tóba.

¹ Leé: lakosegyenérték. Azt a szerves, biológiailag lebontható terhelést jelenti, amelynek ötnapos biokémiai oxigénigénye (BOI₅) 60 g/fő/d [91/271/EGK irányelv alapján]

Az 1. sz. és 2. sz. tavak kétrétegű szigeteléssel (bentonit paplan- és HDPE² szigeteléssel) ellátott 17.226 m³, illetve 24.897 m³ osztérfogatú, 6,5 m, illetve 6 m mély földmedencék. A tervek szerint a tavak alján, a levegőbefűvő diffúzorok síkja alatti iszaptérben (2442 m³, 5678 m³) anaerob, a felső levegőztetett rétegben (14.784 m³, 19.219 m³) pedig aerob tisztítás történik. A levegőztetés az első tóban folyamatosan, a másodikban pedig szakaszosan történik.

A 3. sz. tó egy egyrétegű HDPE szigetelésű, 52.720 m³ osztérfogatú, 5 m mély kiegyenlítő tározó, melynek feladata az előtisztított szennyvíz keletkezésének és kiöntözésének mértéke közötti különbség kiegyenlítése.

A szennyvíztisztító telep tervezett maximális hidraulikai terhelésénél az 1. sz. tóban a szennyvíz tartózkodási ideje 2,6 nap, a 2. sz. tóban 3,5 nap, a 3. sz. tóban pedig 8 nap. Az alulterheltség miatt azonban a tartózkodási idő jelenleg a tervezett érték ~2,5-szerese, azaz összesen 35 nap.

A 3. sz. tóból kikerülő tisztított szennyvíz vegetációs időn kívül, illetve csapadékos időszakban a telep közelében, a közút mellett található 8,5 ha-os nyárfás öntözőtelepre (III. öntözési tömb; Dunavarsány külterület 036/16 hrsz.), valamint a 18 ha nagyságú energiaültetvény öntözőterületre (I. öntözési tömb: 11,5 ha; II. öntözési tömb: 6,5 ha; Dunavarsány külterület 036/16 hrsz.) kerül. Az öntözést a Dunavarsányi Tiszta Víz Kft. végzi. Vegetációs és csapadégmentes időszakban pedig a nettó 160 ha területű szántóföldi öntözőtelepre (Taksony 0107 hrsz. alatti és 099/4 hrsz. alatti területek) juttatják ki a tisztított szennyvizet.

A nyárfás területen és az energiaültetvényen árasztásos öntözést, míg a mezőgazdasági területen esőztető öntözést alkalmaznak.

2.5. Kapcsolódó jogi szabályozás bemutatása

A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telep tisztított szennyvizének minőségére, illetve a tisztított szennyvíz mezőgazdasági elhelyezésére a következő jogszabályok és engedélyek által megállapított határértékek vonatkozhatnak.

² HDPE (High density polyethylene): nagy sűrűségű polietilén

Környezetvédelmi engedély

A Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség (Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség jogelődje) által 1995-ben kiadott környezetvédelmi engedélyben (KF: 890-5/1995. számú határozatban), a Dunavarsányban létesítendő szennyvíztisztító és hasznosító rendszerre a **2-1. táblázatban** feltüntetett határértékek szerepelnek.

50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól

A kormányrendelet alapvető célja, hogy a szennyvizek mezőgazdasági területen való szakszerű felhasználásával elkerülhetők legyenek a környezet elemeire, az emberek egészségére, valamint az élőlényekre gyakorolt esetleges káros hatások. A rendelet szabályozza a szennyvíztisztító műben tisztított szennyvíz mezőgazdasági területre történő kijuttatását, illetve felhasználásának szakmai feltételeit. A szabályozás tartalmazza a szennyvízben megengedhető mérgező elemek és káros anyagok határértékeit (**2-1. táblázat**) mezőgazdasági felhasználás esetén.

A rendelet több esetben szigorúbb előírásokat, illetve határértékeket tartalmaz, mint a vonatkozó EU irányelv, hogy ezzel is a hazai termőföldeken levő, az iparilag fejlettebb országokénál jóval tisztább, kevésbé szennyezett talajaink védelmét szolgálja [Vermes, 2007].

A 2008. február 26-án kihirdetett 40/2008. (II. 26.) Korm. rendelet módosította a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól szóló 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendeletet.

28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól

A szennyvíztisztító telep tisztított szennyvizét jelenleg mezőgazdasági-, nyárfás és energiaültetvény öntözőterületek fogadják be, de abban az esetben, ha felszíni vízbe történő bevezetés történne, akkor a rendelet által megállapított technológiai határértékek vonatkoznának a telepre. A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telep kiépített terhelési kapacitása 45.000 Leé, ennél fogva a 10.001-100.000 lakosegyenérték közötti kategóriába esne, amelyre a **2-1. táblázatban** feltüntetett kibocsátott tisztított szennyvízre vonatkozó technológiai határértékek vonatkoznának.

Amennyiben a befogadót „Időszakos vízfolyás befogadó” vízminőségvédelmi területi kategóriába sorolják, akkor a tisztított szennyvíz minőségére a technológiai határértékekhez képest szigorúbb követelmények vonatkoznának **(2-1. táblázat)**. E tekintetben az összes foszfor koncentráció kivételt képez, mert a technológiai 2 mg/l helyett, a területi 5 mg/l határérték szerepelne.

6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről

Jelenleg mezőgazdasági- és nyárfás területen, valamint az energiaültetvényen kerül kiöntözésre a tisztított szennyvíz, így a talaj, talajvíz rendszer a befogadó. A felszín alatti vízre (talajvízre) a rendelet szerinti előírások vonatkoznak, tehát a (B) szennyezettségi határértékeket kell alkalmazni **(2-1. táblázat)**.

2-1. táblázat – A tisztított szennyvízre vonatkozó határértékek

Határértékek	pH	Vez. kép.	KOI _{Cr}	BOI ₅	TSS	PO ₄ ³⁻	TP	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	As	Hg	Ni	Zn
		uS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
KF: 890-5/1995. sz. Környezetvédelmi engedély	-	-	33	-	25	-	5	-	-	-	-	-	-
H.23.885-4/1996. sz. Létesítési engedély	-	-	50	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-
50/2001. (IV. 3.) Korm.rendelet - Mg.-i felhasználás	-	-	-	-	-	-	-	150	-	0,2	0,01	1	5
28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet - Technológiai határérték	-	-	125	25	35	-	2	-	-	-	-	-	-
28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet - Területi határérték	6,5-9	-	75	25	50	-	5	-	-	-	-	-	-
6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM rendelet – (B) szennyezettségi határérték	6,5-9	2500	-	-	-	0,5	-	250	250	0,01	0,001	0,02	0,2

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A laboratóriumi koagulációs kísérletek módszertana

Az előkicsapás és utókicsapás szennyezőanyag eltávolítási hatékonyságának vizsgálata érdekében laboratóriumi szintű kísérleteket hajtottam végre a BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék laboratóriumában.

A jar-teszt (poharas kísérlet) szakaszos üzemű, általánosan és széles körben alkalmazott vizsgálati eljárás a víz- és szennyvízkezelés területén, valamint kutatóegyetemeken koagulációs-flokkulációs körülmények laboratóriumi léptékű vizsgálatánál egyaránt [Väänänen *et al.*, 2012].

Az első koagulációs-flokkulációs kísérleteket 2012. április 23-án kezdtem meg. Céлом a széles koncentráció tartományban alkalmazott kémiai kezelés hatására megvalósuló szennyezőanyag eltávolítás vizsgálata volt. A bevezető kísérleteket nyers szennyvízzel végeztem.

A részletes kísérletekre 2012. szeptember 6-18-a között került sor. Céлом az eltérő minőségű és dózisú koagulánsok szennyezőanyag eltávolító hatásának összehasonlítása volt nyers, illetve tisztított szennyvíz esetén.

A szakaszos, ún. batch laboratóriumi kísérletek során a KEMIRA KEMWATER AB cég által gyártott (Helsingborg, Svédország) koagulációs berendezést (mini-flokkulátort) **(3-1. ábra)** használtam [Kemira, 1990].



3-1. ábra – A laboratóriumi kísérletekben alkalmazott koagulációs berendezés

A koagulációs berendezés 6 darab, egyenként 1 liter űrtartalmú főzőpohárból és keverőlapátból áll, melyeket egy szabályozható fordulatszámú és keverési idejű vezérlőegység működtet, így párhuzamosan 6 kísérlet végezhető. Az összehasonlíthatóság érdekében egy kísérletsorozaton belül azonos körülményeket biztosítottam és rendszerint egyetlen kísérleti paramétert változtattam, esetemben a koaguláns dózist.

A kísérletek során a következő folyamatok játszódtak le **(3-2. ábra)**:

1. Gyors vegyszerbekeverés

A keverőfej adagolónyílásán keresztül pipettáztam a koagulálószer a szennyvízzel megtöltött főzőpoharakba.

2. Gyors keverés (1 perc)

A vegyszeradagolással egy időben indul a gyors keverés, ami a vegyszer-koncentráció egyenletes eloszlását és a kolloid, kvázi-kolloid részecskék destabilizálását, aggregálódási hajlamának létrehozását segíti elő. A szakirodalomban ezt a folyamatot **koagulációnak** nevezik, *Benedek és munkatársai (1990)* a koaguláció első, *perikinetikus szakaszaként* említik.

Az 1 percre tartó gyors vegyszerbekeverés fordulatszáma 350 fordulat/perc volt.

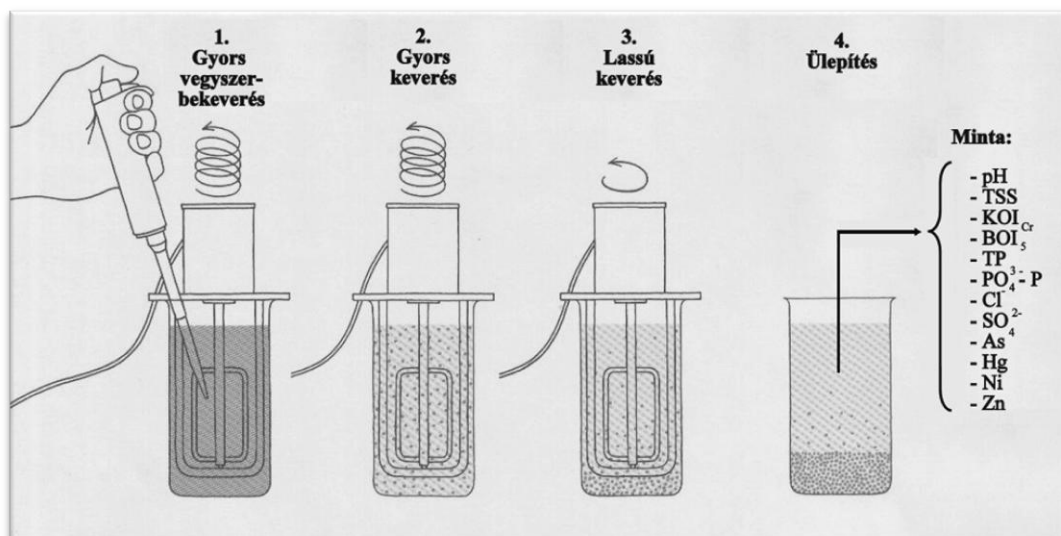
3. Lassú keverés (10 perc)

Az intenzív keverés után a keverő-berendezés automatikusan a beállított alacsonyabb fordulatszámra áll át. A lassú keverés az aggregálódásra hajlamos kolloid, kvázi-kolloid részecskék aggregálódási sebességének növeléséhez, a képződött pelyhek növekedéséhez szükséges. Ezt a szinte kizárólag fizikai jellegű folyamatot **flokkulációnak** nevezik. Az *ortokinetikus fázis* során végbemenő folyamatot matematikailag a pehelyszám csökkenésével – ezzel egyidejűleg a pehely méretének növekedésével – írhatjuk fel [*Benedek és munkatársai, 1990*].

A 10 percre tartó lassú keverés fordulatszáma 20 fordulat/perc volt.

4. Ülepítés (20 perc)

A pelyhek kialakulása és megfelelő méretűre való növekedése után az ülepítés fázisa következik (20 perc), majd a leülepített szennyvízből mintavételre és elemzésre kerül sor.



3-2. ábra – A koagulációs-flokkulációs kísérletek fázisai

Forrás: Lindqvist, 2002 alapján szerkesztve

A koagulációs kísérletek során koagulálószerként a következő vas(III)- és alumínium-sókat alkalmaztam:

- vas(III)-klorid (analitikai tisztaságú oldat)
- alumínium-szulfát (analitikai tisztaságú oldat)
- Bopac (poli-alumínium-klorid)
- Prefloc (vas(III)-szulfát)

Tekintettel arra, hogy a kémiai kezelésben a tulajdonképpeni hatóanyag a Fe^{3+} és Al^{3+} , valamint ezek hidrolízis termékei, a különböző vegyszerek hatékonyságának összehasonlításakor mindig egységes fém-tartalomra vonatkoztatva célszerű megadni az alkalmazott vegyszer dózist. A vas moláris tömege (55,85 g) közel kétszerese az alumíniumnak (26,98 g), ezért a dózisok mg/l-ben való kifejezése félrevezető lehet, amikor a vas, illetve alumínium tartalmú koagulálószernek egymáshoz viszonyított szennyezőanyag eltávolítási hatékonyságát vizsgáljuk. A reális összevetés érdekében az alkalmazott vegyszer dózist mmol Me^{3+} /l-ben tüntettem fel.

A vegyszeres kezelés szennyezőanyag eltávolítási hatékonyságát a vegyszeradagolás nélkül, egyébként a vegyszeres kísérletekkel azonos körülmények között ülepített mintához, valamint a nyers szennyvízhez viszonyítottam. A viszonyítási alapot minden esetben feltüntettem.

A nyers- és tisztított szennyvízből, valamint a vegyszeresen kezelt szennyvizekből a következő paramétereket határoztam meg a kísérletsorozat céljától függően: pH, fajlagos

elektromos vezetőképesség, lebegőanyag (TSS), kémiai oxigénigény (KOI_{Cr}), ötnapos biokémiai oxigénigény (BOI_5), összes foszfor (TP), ortofoszfát-ion (PO_4-P), összes lúgosság, klorid-ion (Cl^-), szulfát-ion (SO_4^{2-}), szárazanyag tartalom, arzén (As), higany (Hg), nikkel (Ni), cink (Zn) a **3.2. és 3.2. fejezetekben** leírtak szerint.

3.2. Analitikai módszerek

pH

A pH mérése WTW inoLab[®] típusú pH-mérővel, SenTix[®] elektródával történt szobahőmérsékleten.

Fajlagos elektromos vezetőképesség

A fajlagos elektromos vezetőképesség mérése WTW pH/Cond 340i típusú készülékkel, SenTix[®] elektródával történt szobahőmérsékleten.

Lebegőanyag (TSS)

A lebegőanyag meghatározását 0,45 µm pórusátmérőjű membránszűrő alkalmazásával végeztem, az MSZ 260/3: 1973 szabvány szerint. A lebegőanyag koncentrációt a szűrőn fennmaradt rész 105 °C hőmérsékleten történő szárításával, majd visszamérésével határoztam meg. Nyers szennyvíz esetén a szűrő eltömődése miatt az előírt 100 ml helyett 30 ml-t szűrtem le.

Kémiai oxigénigény (KOI_{Cr})

A dikromátos kémiai oxigénigény meghatározását az MSZ ISO 6060: 1991 szabvány szerint végeztem. A mintáimat higany(II)-szulfáttal és tömény kénsavban oldott ezüstkatalizátort tartalmazó kálium-dikromát ismert mennyiségével meghatározott időn keresztül (110 perc) 148±3 °C-on forraltam, miközben az oxidálható anyagot a dikromátot redukálják. A visszamaradó dikromátot vas(II)-ammónium-szulfáttal titráltam ferroin indikátor jelenlétében és a redukálódott dikromát mennyisége alapján határoztam meg a KOI_{Cr} értékét.

Biokémiai oxigénigény (BOI_5)

Az ötnapos biokémiai oxigénigény meghatározását OxiTop[®] mérőrendszer alkalmazásával manometrikus (nyomáskülönbség mérésén alapuló) módszerrel végeztem, a BSB 296230 szabvány szerint. Temperált körülmények között (20 °C) az inkubációs idő alatt az anaerob mikroorganizmusok élettevékenységükhöz szükséges oxigént elhasználják a légmentesen lezárt rendszer légteréből és szén-dioxidot termelnek (a keletkező szén-dioxidot a nátrium-

hidroxid pasztillák elnyelik). A két folyamat együttesen nyomáscsökkenést eredményez, melyet piezoelektromos nyomásmérővel mértem.

Összes foszfor (TP)

Az összes foszfor meghatározását az MSZ 260/20: 1980 szabvány szerint spektrofotometriás módszerrel végeztem. A különböző foszfor-formákat (orto-, poli-foszfátok, oldható és nem oldható, valamint szerves foszfátok) savas közegben kálium-peroxi-diszulfáttal oxidálva oldott ortofoszfáttá, majd ammónium-molibdenáttal és kálium-antimonil-tartaráttal heteropolisavvá alakítottam. Ez utóbbi aszkorbinsavas redukció során kék színű vegyületté alakul, majd megfelelő hullámhosszon mértem az oldat abszorbanciáját spektrofotométer segítségével.

Ortofoszfát-ion (PO_4^{3-})

Az összes foszfor meghatározását az MSZ EN 1189:1998 szabvány szerint spektrofotometriás módszerrel végeztem. Az ortofoszfát-ionok molibdenáttal reagálva, savas közegben, antimon(III)-ionok jelenlétében antimon-foszfor-molibdenát komplexet képeznek. A komplex aszkorbinsavas redukciója után erősen színes molibdénkékkomplex keletkezik, amit spektrofotométerrel mértem. Az abszorbancia 880 nm hullámhosszon arányos a koncentrációval.

Összes lúgosság

Az összes lúgosság meghatározását titrimetriás módszerrel végeztem az MSZ 260/5: 1971 szabvány szerint. A mintáimat metilnarancs indikátor jelenlétében 0,1 n sósav mérőoldattal titráltam pH 4,5-ig, amíg az oldat színe sárgából hagymavörösbe csap át.

Klorid-ion (Cl^-)

A klorid-ion meghatározását az MSZ 260/6: 1977 szabvány szerint végeztem titrimetriás módszerrel. A mintáimat kálium-kromát jelenlétében ezüst-nitrát mérőoldattal titráltam, vörösesbarna színű ezüst-kromát csapadék leválásáig.

Szulfát-ion (SO_4^{2-})

A szulfát-ion meghatározását spektrofotometriás módszerrel végeztem az MSZ 260/7: 1987 szabvány szerint. A mintáimhoz bárium-kloridot adva savas közegben fehér zavarosodást okozó bárium-szulfát csapadék keletkezik. A zavarosság alapján a szulfát-ion koncentráció spektrofotométerrel mérhető.

Szárazanyag tartalom

Az összes szárazanyag-tartalmat a minta bepárlásával és 105 °C-on tömegállandóságig történő szárításával, majd visszamérésével határoztam meg az MSZ 318/3: 1979 szabvány szerint.

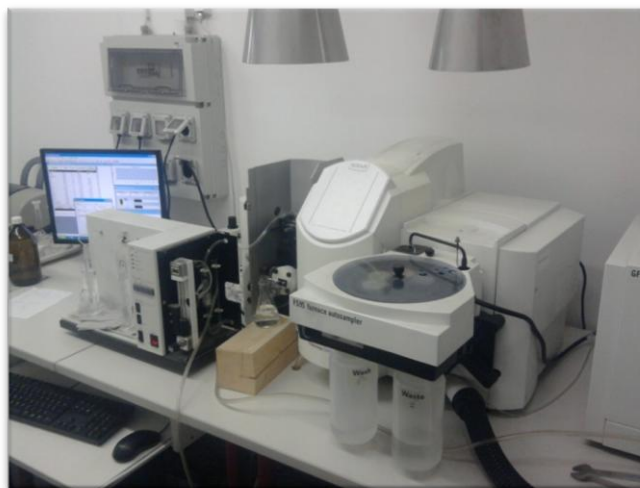
3.3. Atomabszorpciós spektrofotometriás (AAS) módszerek

A műszeres analitikai vizsgálatokra 2012. szeptember 20-21-én került sor a Szegedi Vízmű Zrt. Környezetvédelmi Osztályán.

A vegyszeresen kezelt, illetve a nyers és tisztított szennyvízmintákat 0,45 µm pórusátmérőjű membránszűrőn leszűrtem és salétromsavval megsavanyítottam mintatartósítás céljából (100 ml mintánként 0,5 ml cc. HNO₃), majd sötét helyen, hűtve (2-5 °C) tároltam a vizsgálat megkezdéséig.

A kísérletekben eltérő minőségű, de közel azonos dózisú koaguláns nehézfém tartalom eltávolító hatását hasonlítottam össze tisztított szennyvíz esetén, valamint különböző dózisú vas-klorid nehézfém koncentráció eltávolításra gyakorolt hatását vizsgáltam nyers- és tisztított szennyvízre vonatkozóan.

A nehézfémek (As, Hg, Ni, Zn) meghatározását az MSZ 1484-3:1998 és az MSZ EN 1483:2007 szabványok szerint végeztem atomabszorpciós spektrofotometriás módszerrel Thermo Scientific SOLAAR M Series AAS műszer segítségével **(3-3. ábra)**. A készülék egy láng és grafitkemencés üzemmódú, automata mintaadagolás, hidridképző kiegészítő egységet tartalmazó atomabszorpciós spektrofotométer. A cinket lángos, az arzént és a nikkelt grafitkemencés, a higanyt hidrid/hideggőz üzemmódban mértem.



3-3. ábra – AAS készülék

A készülék két atomizáló kamrája és optikai rendszere teljesen automatikus, szoftveres váltást tesz lehetővé a lángos és grafitkemencés mérések között, magában foglalva a mintaadagolót is. Lehetőség van mind deutérium (D_2)-, mind Zeeman (mágneses teret alkalmazó) háttérkorrekció alkalmazására. A grafit küvetta használatát nagyban segíti a készülékbe épített grafitkályha kamera. A Solaar vezérlő szoftver egyszerű kezelhetőséget biztosít mind a lángos, grafitkemencés és hidrid/hideggőz üzemmódban.

A mérési eredmények a Solaar szoftver segítségével egyszerűen nyomtathatóak a *mellékletben* szereplő jegyzőkönyvnek megfelelően.

Lángatomabszorpciós spektrofotometriás (F-AAS) módszer

A lángatomabszorpciós spektrofotometriás (Flame Atomic Absorption Spectrometry) módszer elve, hogy a mintát levegő-acetilén lángba porlasztjuk és az atomos állapotba juttatott fématomok (Zn) rezonanciavonalán (213,9 nm-en) mérjük a fényelnyelést [MSZ 1484-3:1998].

Grafitkemencés atomabszorpciós spektrofotometriás (GF-AAS) módszer

A grafitkemencés spektrofotometriás (Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry) módszer elve, hogy a mintát programozott felfűtéssel atomos állapotba juttatjuk és a fématomok (As, Ni) rezonanciavonalon (193,7 nm-en, 232,0 nm-en) való fényelnyelését mérjük [MSZ 1484-3:1998].

Hidrid atomabszorpciós spektrofotometriás (HG-AAS) módszer

A hidrid atomabszorpciós spektrofotometriás – higany hideggőzös – (Hydride Generation Atomic Absorption Spectrometry) módszer elve, hogy savas közegben a Hg^+ és Hg^{2+} ionokat

ón(II)-klorid segítségével elemi higannyá redukáljuk, majd argon gázzal hideggőz állapotba juttatjuk a képződött elemi higanyt. A higanygőzt spektrométer fényútjába helyezett kvarccsőbe vezetjük és a higany rezonanciavonalán (253,7 nm-en) mérjük a fényelnyelést [MSZ EN 1483:2007].

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELEÉSÜK

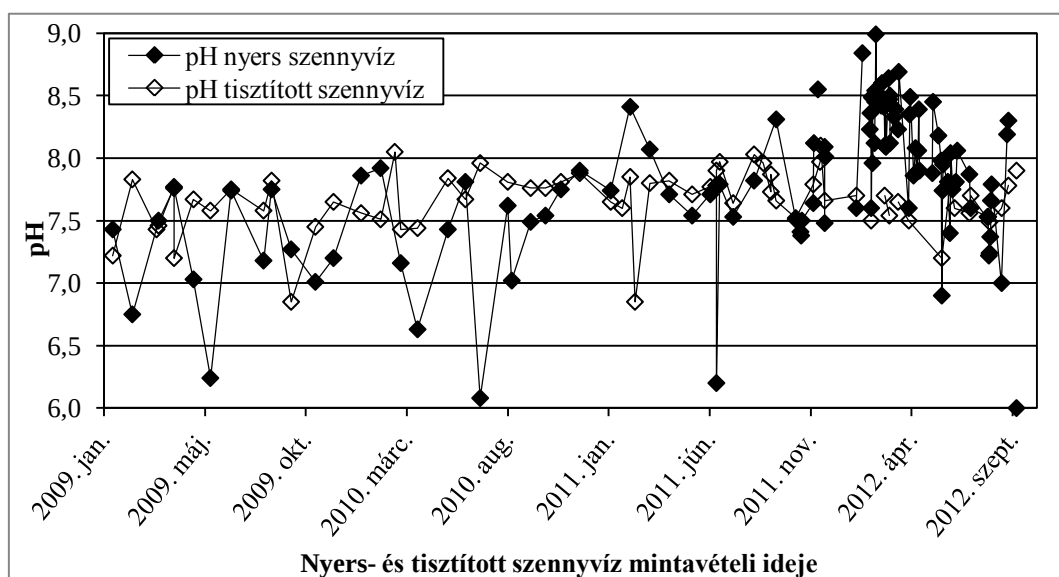
4.1. A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telepre érkező nyers és a telepről elfolyó tisztított szennyvíz minőségére vonatkozó adatok

A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telepre érkező nyers szennyvíz és a telepről elfolyó tisztított szennyvíz minőségére vonatkozó 2009-2012. évi adatokat az Érd és Térsége Víziközmű Kft. Környezetvédelmi Laboratóriuma által végzett önkontroll mérések, valamint a Bálint Analitika Mérnöki Kutató és Szolgáltató Kft. és a Fejér Megyei Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóság Talajvédelmi Laboratóriuma által végzett mérések szolgáltatják. A saját vizsgálataim során mért szennyvízminőségi paramétereket a fenti mérési eredményekhez viszonyítottam.

pH

A nyers- és tisztított szennyvíz pH értékének ismerete alapvető a kémiai kezelés alkalmazhatósága szempontjából. A kicsapószeres adagolása a pH értéket csökkenti, ami szélsőséges esetben az adagolás mennyiségét korlátozhatja, vagy pH, illetve pufferkapacitás növelő vegyszerek alkalmazását teszi szükségessé.

A nyers szennyvíz pH értéke az adott időszakban 6,0-9,0 között változott, az átlagérték pedig 7,8 volt. A tisztított szennyvíz esetében a maximális pH érték 8,1; a minimális pH érték 6,85 volt, az átlagos érték 7,7 körül mozgott **(4-1. ábra)**.



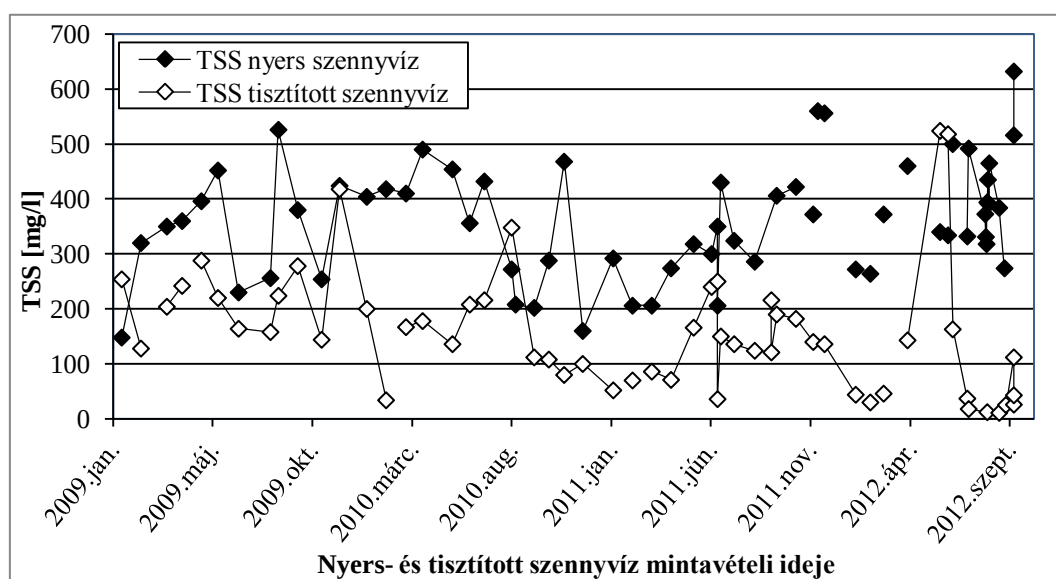
4-1. ábra – A nyers- és tisztított szennyvíz pH értéke a 2009-2012. időszakban

A nyers szennyvíz esetén elmondható, hogy a kémiai előkezelés alkalmazásával nem befolyásolná károsan az előkezelést követő biológiai tisztítási folyamat hatékonyságát a nyers szennyvíz pH értéke.

A tisztított szennyvíz kezdeti pH értéke sem hat negatívan az utókicsapást követően a befogadó vízminőségére, a jogszabályokban megállapított határértékek *(lásd 2.5. fejezet)* betarthatók.

Lebegőanyag

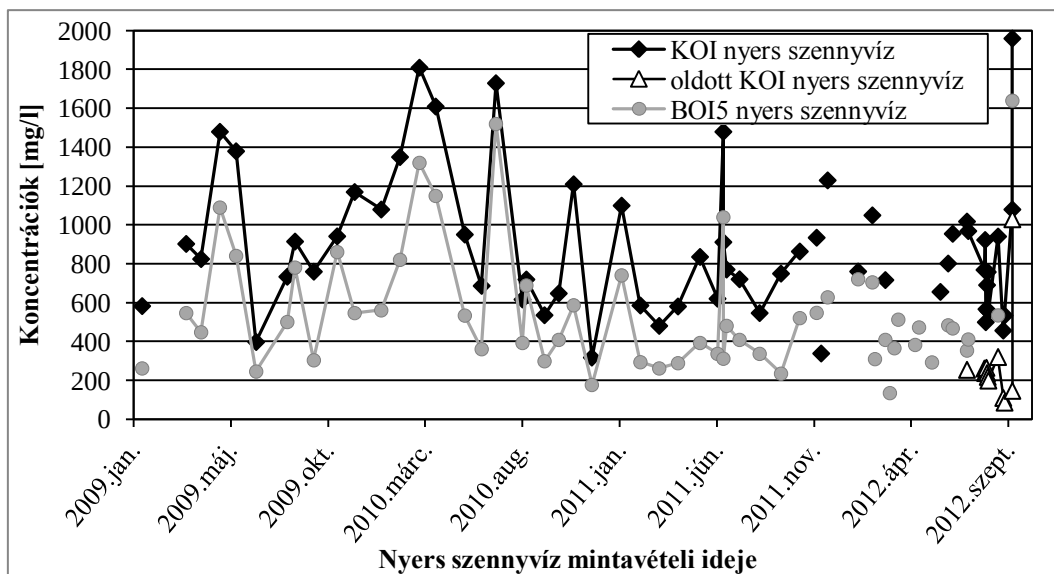
A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telepre érkező nyers szennyvíz lebegőanyag tartalma 100-700 mg/l között változott 2009-2012-es időszakban, az átlagos lebegőanyag koncentráció 361 mg/l volt **(4-2. ábra)**. A tisztított szennyvíz TSS koncentrációjának átlaga 156 mg/l volt, ez az érték a 3. sz. tóban való hosszú tartózkodási időnek (8 nap) köszönhető, de a hidraulikai alulterhelés következtében ez az idő akár a 20 napot is elérheti.



4-2. ábra – A nyers- és tisztított szennyvíz lebegőanyag tartalma a 2009-2012. időszakban

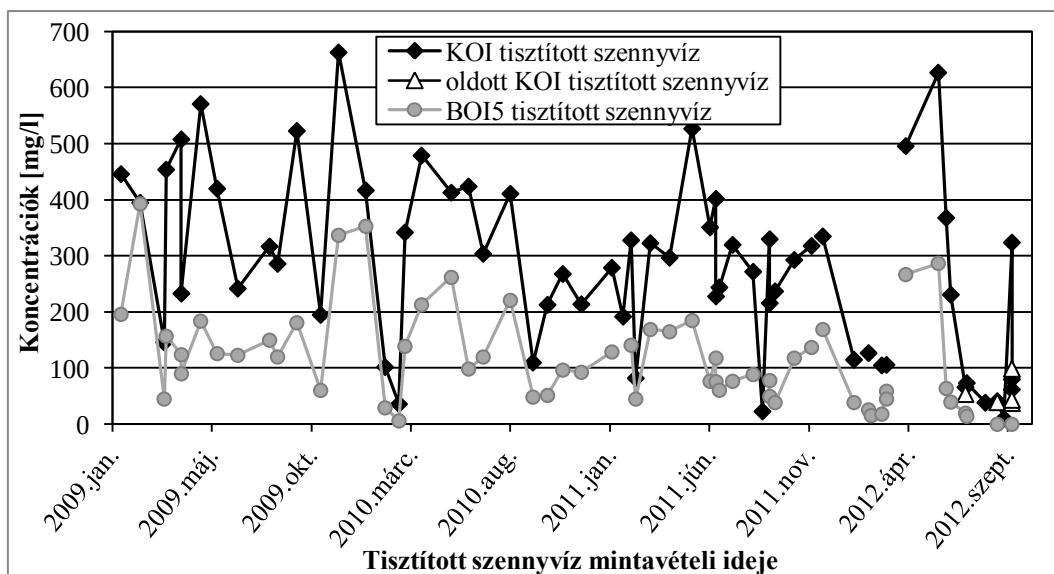
Szervesanyag

A nyers szennyvizek kémiai oxigénigényben kifejezett szervesanyag koncentrációja 200 mg/l és 2000 mg/l között változott, az esetek többségében 600-1200 mg/l intervallumon belül volt **(4-3. ábra)**. Az oldott szervesanyagra vonatkozóan 2012 júliusától állnak rendelkezésre adatok, arányuk 14% és 53% között (átlag 32%) változott. A nyers szennyvíz szervesanyag tartalmának átlagosan 60%-a biológiailag bontható, a KOI/BOI₅ arány 1,8. A BOI₅ koncentráció a nyers szennyvízben 135 mg/l és 1640 mg/l között változott.



4-3. ábra – A nyers szennyvíz KOI_{Cr} , oldott KOI_{Cr} , BOI_5 értéke a 2009-2012. időszakban

A tisztított szennyvíz KOI_{Cr} koncentrációja 10-663 mg/l intervallumon belül változott, az átlag 279 mg/l volt. Az ötnapos biokémiai oxigénigényben kifejezett szervesanyag koncentrációja a tisztított szennyvíznek átlagosan 120 mg/l volt (**4-4. ábra**).

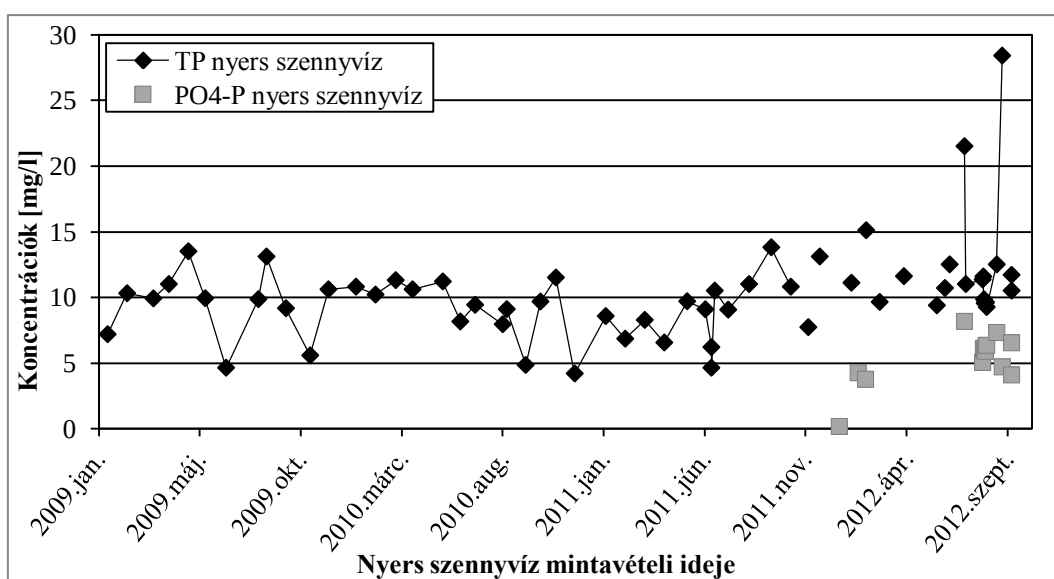


4-4. ábra – A tisztított szennyvíz KOI_{Cr} , oldott KOI_{Cr} , BOI_5 értéke a 2009-2012. időszakban

Foszfor-formák

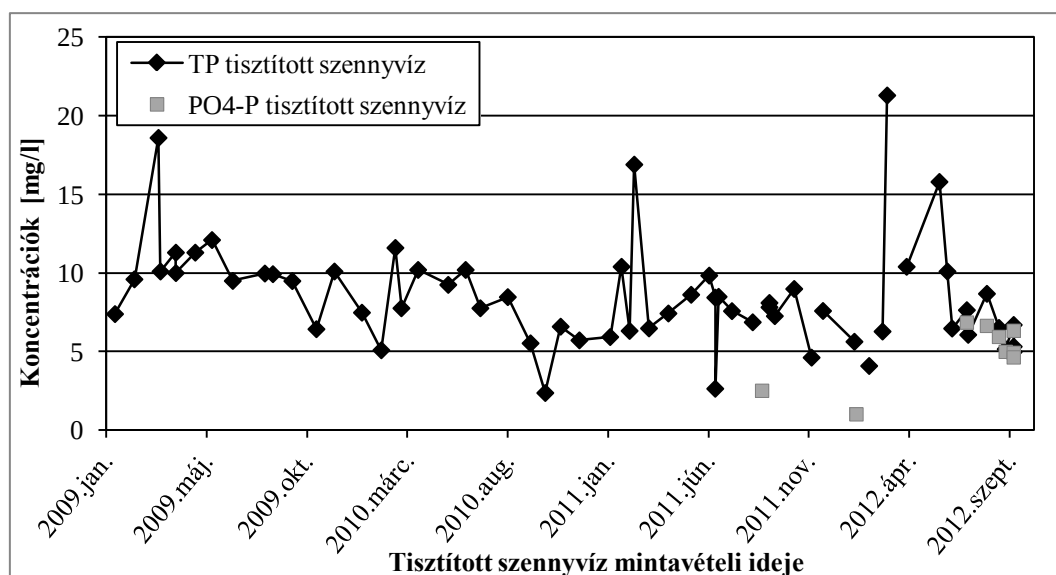
A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telepre vonatkozó mérések elsősorban a szennyvizek összes foszfor koncentrációjának vizsgálatára terjedtek ki, a 2011-es év második felétől állnak rendelkezésre ortofoszfát koncentrációra vonatkozó értékek.

A nyers szennyvíz összes foszfor tartalma az esetek többségében 8,0-14,0 mg/l között változott (átlag 10,3 mg/l), azonban előfordultak szélsőséges esetek is, amikor például 22,0-28,0 mg/l koncentrációt mértek **(4-5. ábra)**. Az összes foszfor tartalom 17-69%-a oldott ortofoszfát formájában van jelen a nyers szennyvízben. A PO₄-P koncentráció legalacsonyabb értéke 0,2 mg/l, a legmagasabb 8,2 mg/l, az átlag pedig 5,4 mg/l volt.



4-5. ábra – A nyers szennyvíz TP és PO₄-P koncentrációja a 2009-2012. időszakban

A tisztított szennyvíz TP koncentrációja 2,0-21,0 mg/l (átlag 8,5 mg/l) volt, ebből 76-99% oldott ortofoszfátként van jelen, ami 1,0-6,9 mg/l PO₄-P koncentrációt jelent **(4-6. ábra)**.



4-6. ábra – A tisztított szennyvíz TP és PO₄-P koncentrációja a 2009-2012. időszakban

4.2. A kémiai kezelés hatása a pH értékre

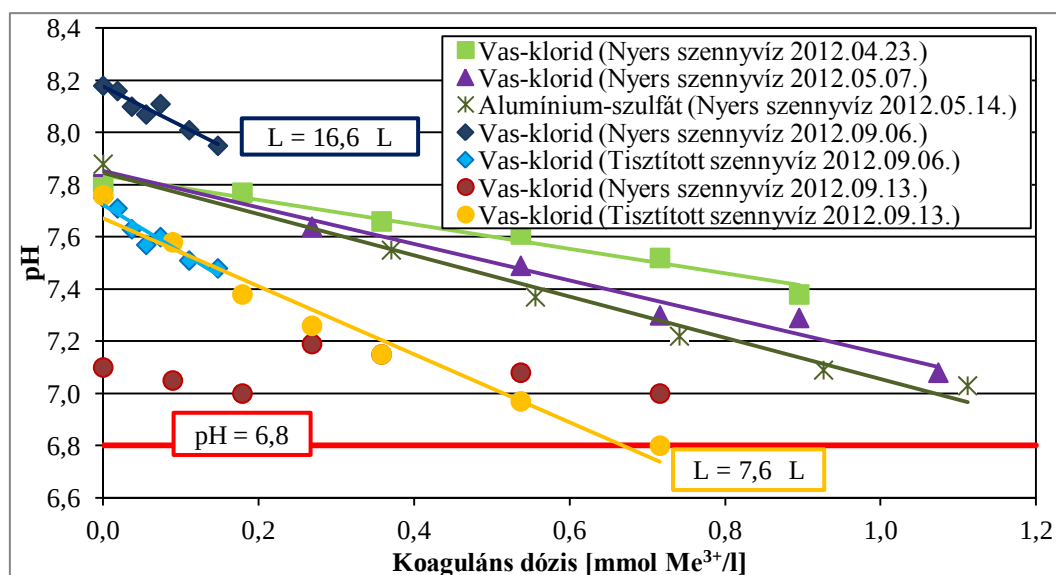
A szakaszos laboratóriumi kísérletek idején a nyers- és a tisztított szennyvíz pH értéke stabil volt, jellemzően 7,70-8,20 között változott, ami megfelelt a korábbi évek nyers-és tisztított szennyvíz minőségnek. A 2009-2012. évi akkreditált mérések átlaga 7,51 nyers szennyvíz, 7,66 tisztított szennyvíz esetén.

Egy esetben (2012.09.13.) a nyers szennyvíz pH értéke 7,05-re csökkent, mely ipari hatásokra enged következtetni, amit egyéb paraméterek is alátámasztanak ($KOI_{Cr} = 11.795$ mg/l; $BOI_5 = 8718$ mg/l).

A kémiai kezelés során a nyers- és tisztított szennyvíz pH értéke a koaguláns adagolás függvényében csökken (4-7. ábra).

Háromértékű fém-sókkal végzett kísérleteim eredményei alapján, a 7,7-7,9 közötti pH értékekkel rendelkező szennyvizek esetében a vegyszeresen kezelt szennyvíz pH-ja viszonylag nagy koaguláns dózisok hatására (0,8-1,2 mmol Me^{3+} /l) sem csökken a biológiai tisztítási folyamatok szempontjából kedvezőtlen 6,8-as érték alá.

Közepes dózisok (0,4-0,8 mmol Me^{3+} /l) esetén a kezelt szennyvíz pH értéke legtöbb esetben 7,0 fölött maradt. Alacsony lúgosságú szennyvizek kezelésekor azonban már előfordulhat, hogy közepes koaguláns dózisoknál a pH érték 7,0 alá csökken.

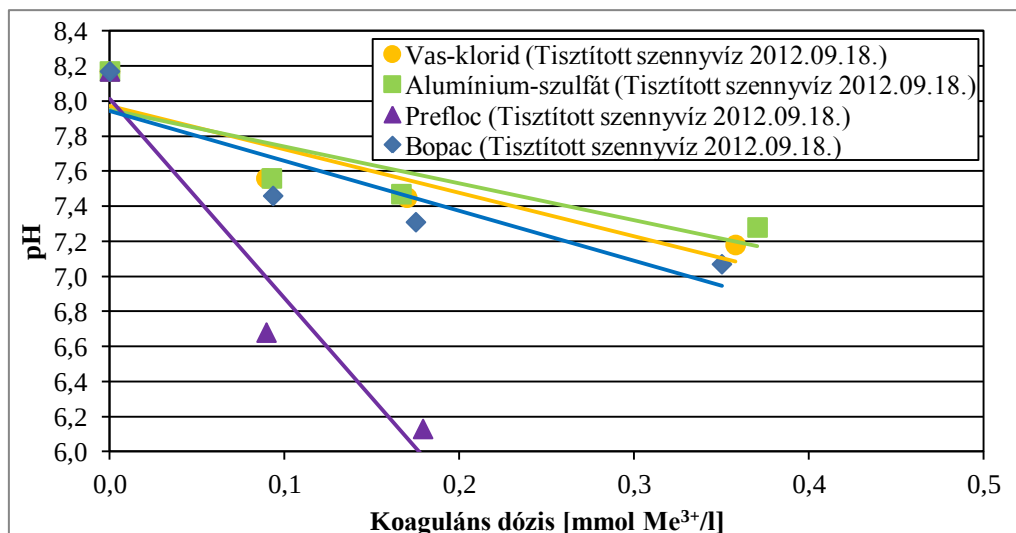


4-7. ábra – A koaguláció utáni pH érték a koaguláns dózis függvényében

Koagulációs kísérleteimben a vas(III)- és alumínium-sók által előidézett pH csökkenés hasonló volt, mely a **2.2.2. fejezetben** bemutatott hidrolízises reakciók alapján magyarázható, mivel 1,0 mol vas(III)-ion vagy alumínium-ion adagolásakor ugyanannyi (1,0 mol) hidroxónium-ion keletkezik.

Előkicsapás és utókicsapás tekintetében a tapasztalatok szintén hasonlóak, a kémiai kezelés tehát nem okoz olyan változást a szennyvízben, amely korróziót okozna a szerkezeti anyagokban, vagy károsan befolyásolná az előkezelés utáni biológiai tisztítási lépcső hatékonyságát, illetve a befogadó vízminőségét.

További kísérletben a háromértékű fém-sókat (vas(III)-klorid, alumínium-szulfát, Prefloc (vas(III)-szulfát)) hasonlítottam össze egy előpolimerizált fém-só: Bopac (poli-alumínium-klorid) hatásával (**4-8. ábra**). A Prefloc által okozott 7,0 alatti pH érték valószínűleg a vegyszer savas tartósítása – a Fe^{3+} csapadék formájában való kiválásának megakadályozása – miatt következett be. Arra a megállapításra jutottam, hogy kis koaguláns dózisoknál a pH csökkenés hasonló, annak ellenére, hogy az előpolimerizált-fém sók pH csökkentő hatása elméletileg sokkal kisebb a többihez képest, mivel a hidrolízises reakciók egy része már a koaguláns gyártása közben lejátsszódik.



4-8. ábra – A vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz pH értékének változása különböző koaguláns dózisok függvényében

4.3. A kémiai kezelés hatása a lebegőanyag tartalomra

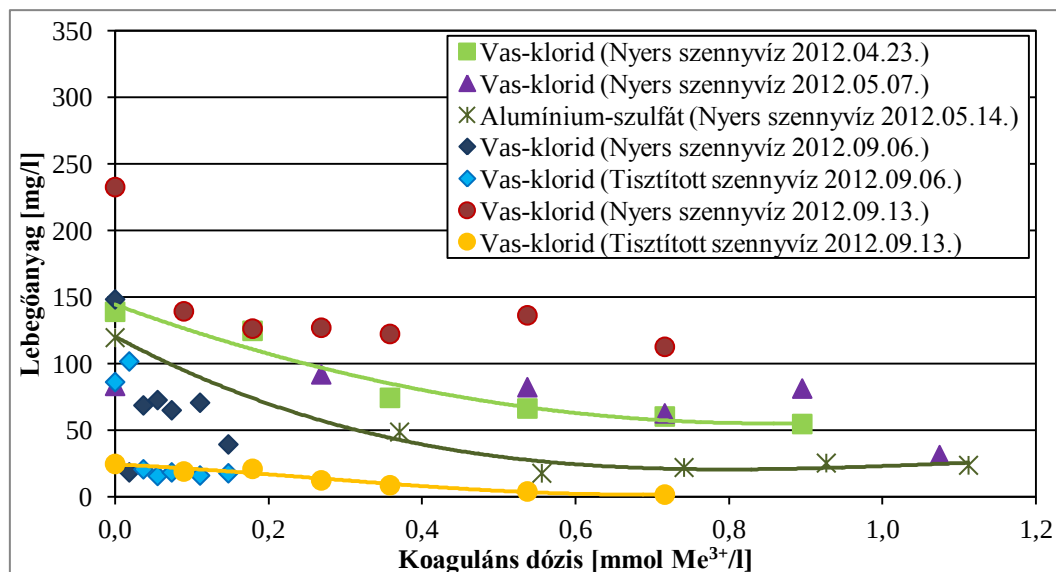
A vizsgálatok idején a nyers szennyvizek lebegőanyag (TSS) tartalma két esetben 311 és 316 mg/l volt, vegyszer nélküli ülepitéssel 139 mg/l és 148 mg/l lebegőanyag koncentrációk alakultak ki, melyek 55% és 53% lebegőanyag eltávolítási hatásfoknak felelnek meg. A 2009-2012. évi akkreditált mérések nyers szennyvízre vonatkozó lebegőanyag koncentrációjának átlaga 354 mg/l.

E tekintetben is kivételt képez a szeptember 13-ai tömény nyers szennyvíz, ugyanis a lebegőanyag tartalmának a 64%-át sikerült pusztán ülepitéssel eltávolítani: 654 mg/l-ről 233 mg/l-re csökkent a koncentráció.

Tisztított szennyvíznél egyik esetben az eltávolítási hatásfok közel 70%-ot ért el, kizárólag ülepitéssel.

A laboratóriumi kísérletekben a nyers szennyvizek esetén 0,4-0,8 mmol Me³⁺/l koaguláns dózisok adagolásakor jellemzően 60-80 mg/l közötti lebegőanyag koncentrációkat kaptam. Nagy dózisok (0,8-1,2 mmol Me³⁺/l) hatására 20-50 mg/l körüli maradék lebegőanyag tartalom is elérhető a nyers szennyvíz minőségétől függően.

A tisztított szennyvíz kémiai kezelését követően már kis dózisok (0,1-0,3 mmol Me³⁺/l) alkalmazásakor 20 mg/l-nél kisebb szintre csökken a maradék lebegőanyag koncentráció **(4-9. ábra)**.

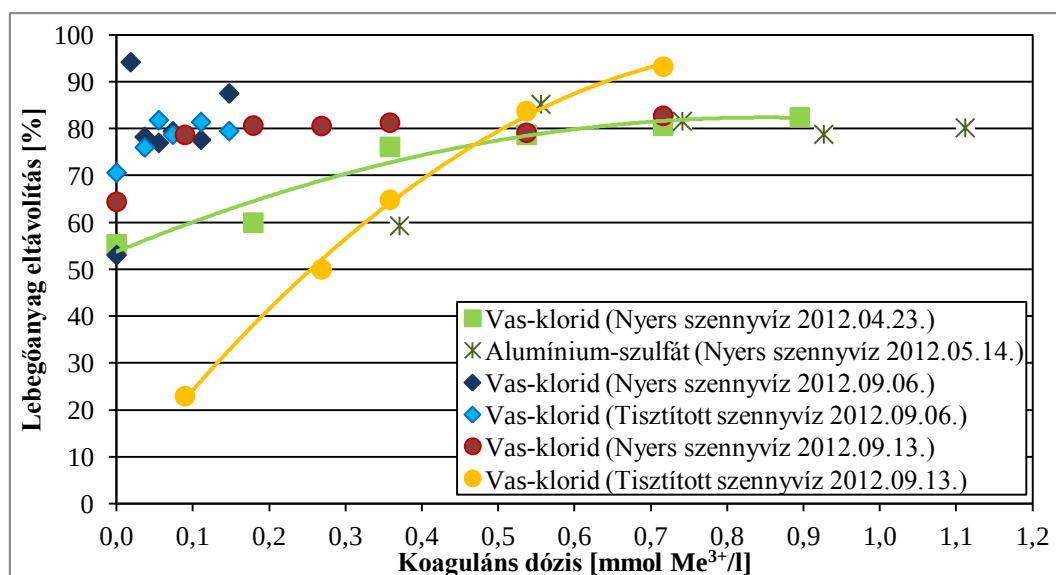


4-9. ábra – A vegyszeresen kezelt szennyvíz lebegőanyag koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében

A kémiai kezelés során lejátszódó koagulációs folyamatok eredményeként a nyers szennyvízben jelenlévő, eredetileg nehezen ülepedő kolloid, kvázi-kolloid méretű részecskék is ülepedhetővé válnak. A koagulációt követő flokkuláció jelentős mértékben növeli a pelyhek ülepedési sebességét [BME VKKT, 2005].

Nyers szennyvízre vonatkoztatva a maximális lebegőanyag eltávolítás 80-87%-os volt, tisztított szennyvíz esetén ez az érték eléri a 93%-ot is (**4-10. ábra**).

Tehát abban az esetben, ha a koaguláns adagolása a tisztított szennyvízhez történik, a tisztított szennyvíz lebegőanyag tartalma akár 80-90%-kal csökkenthető, ezáltal mérsékelhető a tisztított szennyvízben a lebegőanyaghoz kötött szennyezőanyagok (KOI_{Cr} , BOI_5 , TP) mennyisége is.



4-10. ábra – Lebegőanyag eltávolítás a koaguláns dózis függvényében

Különböző minőségű háromértékű fém-sók alkalmazásakor a lebegőanyag eltávolítási hatékonysága számottevően nem különbözött egymástól.

A szennyvizek lebegőanyag tartalmának eltávolítása szoros kapcsolatban van a szervesanyagok (KOI_{Cr} , BOI_5) és az összes foszfor (TP) eltávolításának mértékével, melyet a következő fejezetekben fogok bemutatni.

4.4. A kémiai kezelés hatása a szervesanyag tartalomra

4.4.1. A kémiai kezelés hatása a kémiai oxigénigény (KOI_{Cr}) mennyiségére

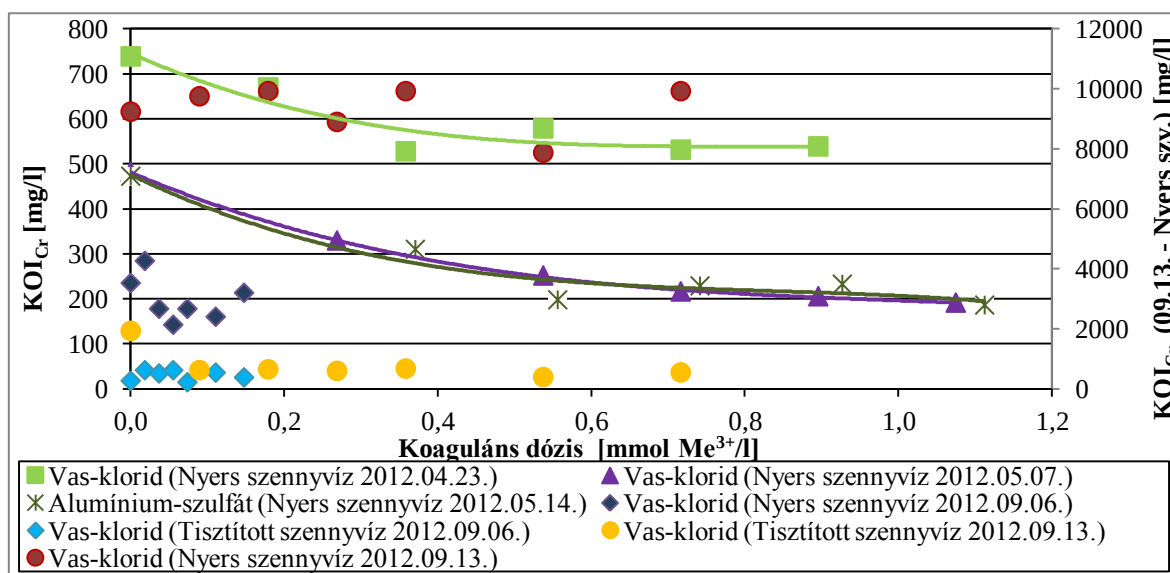
A koagulációs kísérletek során a nyers szennyvíz szervesanyag tartalma kémiai oxigénigényben (KOI_{Cr} -ben) kifejezve jellemzően 500-800 mg/l között változott.

A 2009-2012. évi akkreditált mérések KOI_{Cr} koncentrációjának átlaga 1032 mg/l a nyers szennyvízre vonatkoztatva. Vegyszer nélküli ülepítéssel a nyers szennyvíz KOI_{Cr} koncentrációja 230-750 mg/l-re vihető le, ami átlagosan 30%-os (7-56%) szervesanyag tartalom csökkenésnek felel meg.

A kémiai kezelés hatására a nyers szennyvíz KOI_{Cr} koncentrációja jellemzően 200 mg/l-re csökkent 0,6-1,0 mmol Me^{3+} /l koaguláns adagolása esetén. Megfigyelhető azonban, hogy a koaguláns dózis egy bizonyos érték fölötti növelésével már további szervesanyag tartalom csökkenés nem érhető el, illetve, hogy bizonyos esetekben (2012.04.23.) a KOI_{Cr} eltávolítás kevésbé hatékony (500-600 mg/l KOI_{Cr} a szennyvízben marad). Amikor a nyers szennyvíz

kezdeti KOI_{Cr} koncentrációja 12.000 mg/l körüli volt, akkor is csak 8000-10.000 mg/l-re sikerült lecsökkenteni a kémiai oxigénigény koncentrációját.

Tisztított szennyvíz esetén kis koaguláns dózisok (0,1-0,4 mmol Me^{3+}/l) alkalmazásakor a maradék KOI_{Cr} koncentráció általában 10-50 mg/l között van, amely kiváló, akár 90%-os szervesanyag eltávolítási hatékonyságnak felel meg (4-11. ábra).

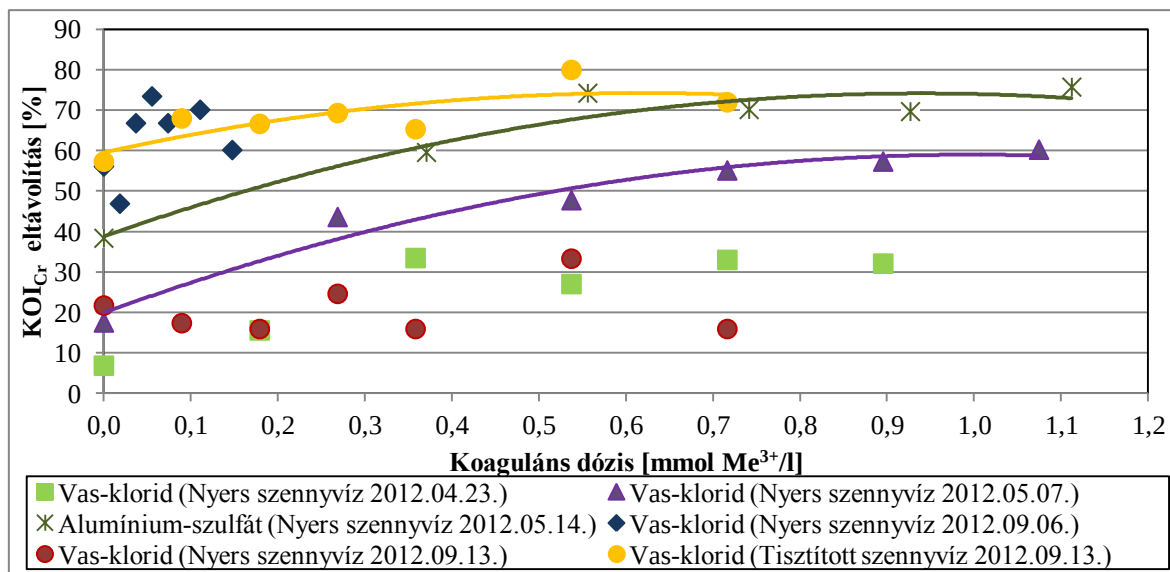


4-11. ábra – A vegyszeresen kezelt szennyvíz KOI_{Cr} koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében

Eltérő minőségű koagulánsokat (vas-klorid és alumínium-szulfát) összehasonlítva megállapítható, hogy azonos moláris dózisban adagolva általában hasonló KOI_{Cr} értékeket kapunk, hiszen ha közel azonos mennyiségű koagulálószer adagolunk, akkor azonos mennyiségű fém-hidroxid keletkezik, így ezek koaguláltató hatása is hasonló.

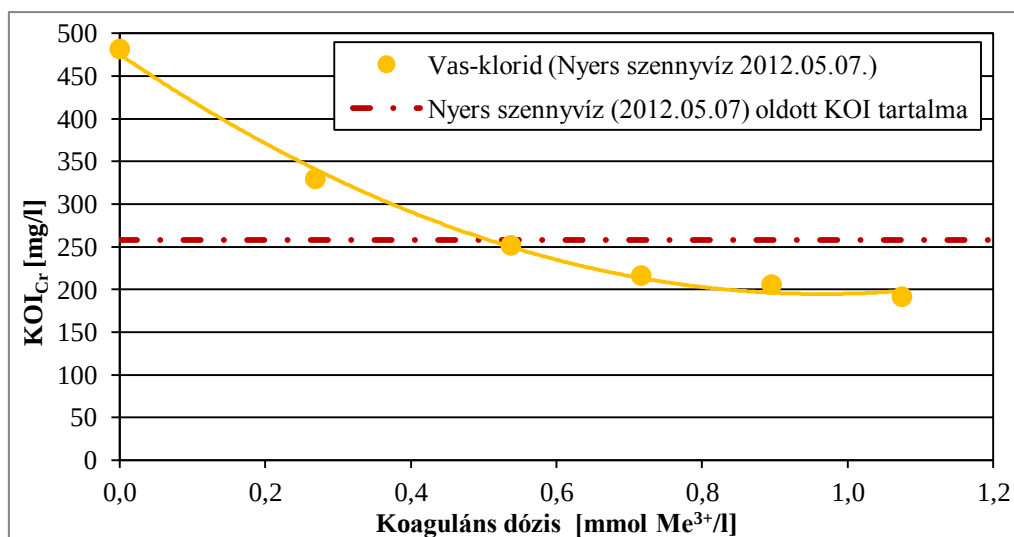
A maximális szervesanyag eltávolításhoz szükséges dózis a nyers- és tisztított szennyvíz minőségétől függően jelentősen eltérhet.

Az 500-800 mg/l KOI_{Cr} koncentrációjú nyers szennyvizekre vonatkozóan megállapítható, hogy 0,6-1,0 mmol Me^{3+}/l dózisu kémiai kicsapással 60-80%-os eltávolítási hatékonyság érhető el, amely érték a nyers szennyvíz oldott KOI_{Cr} koncentrációjának közelében van (az ülepítésen túl további 30-50% szervesanyag távolítható el koagulánsok adagolásával). Egy esetben azonban csak 15-30%-os eltávolítási hatásfokot értem el, de ez a nyers szennyvíz (2012.09.13.) minőségével hozható összefüggésbe (4-12. ábra).



4-12. ábra – KOI_{Cr} eltávolítás a koaguláns dózis függvényében

Kémiai kezeléssel elsősorban a szilárd állapotú szennyezőanyagok távolíthatók el, a koaguláció-flokkuláció és üleptetés után a szennyvízben marad az oldott állapotú szervesanyagok zöme. Bizonyos esetekben a 0,45 µm-nél kisebb szennyezőanyagok egy része is eltávolításra kerülhet, így a definíciószerűen oldott frakciók is hozzáférhetők a vegyszeres kezeléssel (4-13. ábra).



4-13. ábra – A vegyszeresen kezelt szennyvíz KOI_{Cr} koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében az oldott KOI_{Cr} koncentrációhoz viszonyítva

4.4.2. A kémiai kezelés hatása az ötnapos biokémiai oxigénigény (BOI₅) mennyiségére

A mikrobiológiai folyamatok szempontjából a szervesanyag biológiailag bontható hányadának nagy jelentősége van, ezért a KOI_{Cr} mellett vizsgáltam a vegyszeres kezelés ötnapos biokémiai oxigénigényre (BOI₅) gyakorolt hatását is. A BOI₅ mennyiségétől függ, hogy az aerob biológiai szennyvíztisztító egységben a heterotróf mikroorganizmusok mennyi oxigént használnak fel a szervesanyagok oxidálására. A kémiai előkezelésnek a biológiailag bontható szervesanyagokra gyakorolt hatása ezért a szennyvíztisztítási technológia gazdaságosságát is meghatározhatja, hiszen a vegyszerek segítségével eltávolítható BOI₅ mennyiségével arányosan kevesebb oxigén, illetve energia felhasználására van szükség az eleveniszapos medencében [BME VKKT, 2005].

Ugyanakkor a biológiailag bontható szervesanyagok eltávolítása a biológiai tisztítási fokozatot megelőzően a denitrifikáció hatékonyságának csökkenését okozhatja.

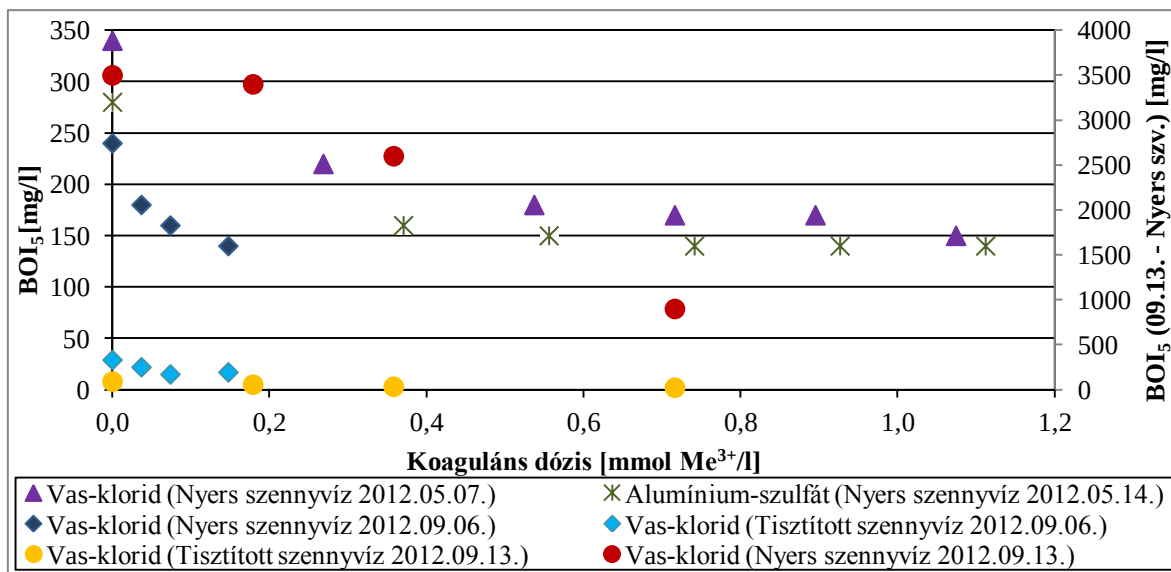
A laboratórium kísérletek idején a nyers szennyvíz BOI₅ koncentrációja 350-550 mg/l között változott. A 2009-2012. évi akkreditált mérések BOI₅ koncentrációjának átlaga 661 mg/l a nyers szennyvízre vonatkoztatva.

A biológiailag bontható szervesanyag tartalom statikus ülepítéssel akár 240-340 mg/l-re csökkenthető, ami 36-38%-os eltávolításnak felel meg.

Kémiai kezeléssel a szennyvizek biokémiai oxigénigénye a koaguláns dózis növelésével egy adott határig csökkenthető, de egy bizonyos érték felett további szervesanyag eltávolítás már nem következik be, úgy, mint a KOI_{Cr} koncentrációnál.

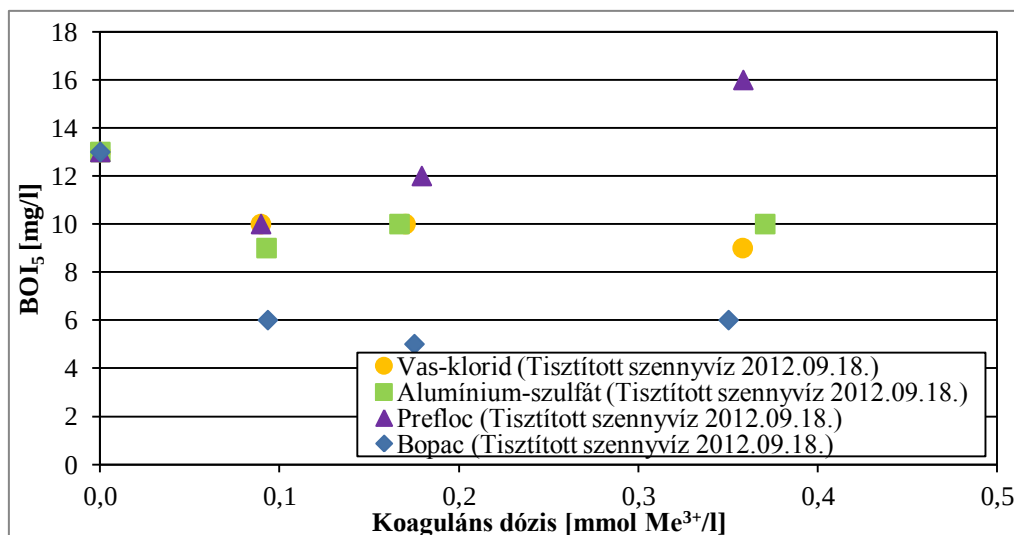
A legkisebb BOI₅ koncentrációk (140-150 mg/l) kialakulásához 0,1-1,0 mmol Me³⁺/l koaguláns dózissra volt szükség a nyers szennyvíz minőségétől függően, amivel 63-72%-os eltávolítás érhető el.

Tisztított szennyvizek esetén a kezdeti 5-30 mg/l BOI₅ koncentráció ülepítéssel nem, vagy csak minimálisan csökkenthető, vegyszeres kezeléssel pedig körülbelül 50%-os eltávolítási hatékonyság érhető el **(4-14. ábra)**.



4-14. ábra – A vegyszeresen kezelt szennyvíz BOI₅ koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében

Eltérő minőségű koagulánsok biológiailag bontható szervesanyag eltávolítására vonatkozóan megállapítható, hogy az előpolimerizált alumínium-sóval (Bopac-kal) kisebb maradék koncentráció volt elérhető, mint a többi vegszerrel, de ez nem indokolja a drágább poli-fém-sók alkalmazását (**4-15. ábra**).



4-15. ábra – A vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz BOI₅ koncentrációjának változása különböző koaguláns dózisok függvényében

4.5. A kémiai kezelés hatása a foszfor-formákra

4.5.1. A kémiai kezelés hatása az ortofoszfát ($PO_4\text{-P}$) koncentrációra

A koagulációs kísérletekhez felhasznált nyers, illetve tisztított szennyvíz $PO_4\text{-P}$ koncentrációja viszonylag széles intervallumon 4,0-8,0 mg/l között változott, ami megfelelt a korábbi évek nyers- és tisztított szennyvíz minőségnek.

A 2009-2012. évi akkreditált mérések foszfát-foszfor koncentrációjának átlaga 7,2 mg/l a nyers szennyvízre; 5,9 mg/l a tisztított szennyvízre vonatkoztatva.

Ülepítés hatására a szennyvizek ortofoszfát koncentrációja nem változik, azonban a különböző koagulálószeres adagolásának hatására jelentősen csökken, amellyel elérjük a kémiai kezelés egyik legfontosabb célját: a foszfor-formák eltávolítását.

Az ortofoszfát-ionok kicsapásához szükséges koaguláns dózis elméletileg a **2.2.1. fejezetben** feltüntetett reakció egyenletek alapján számítható, azonban a lejátszódó koagulációs-flokkulációs folyamatok miatt ez a mennyiség jóval nagyobb.

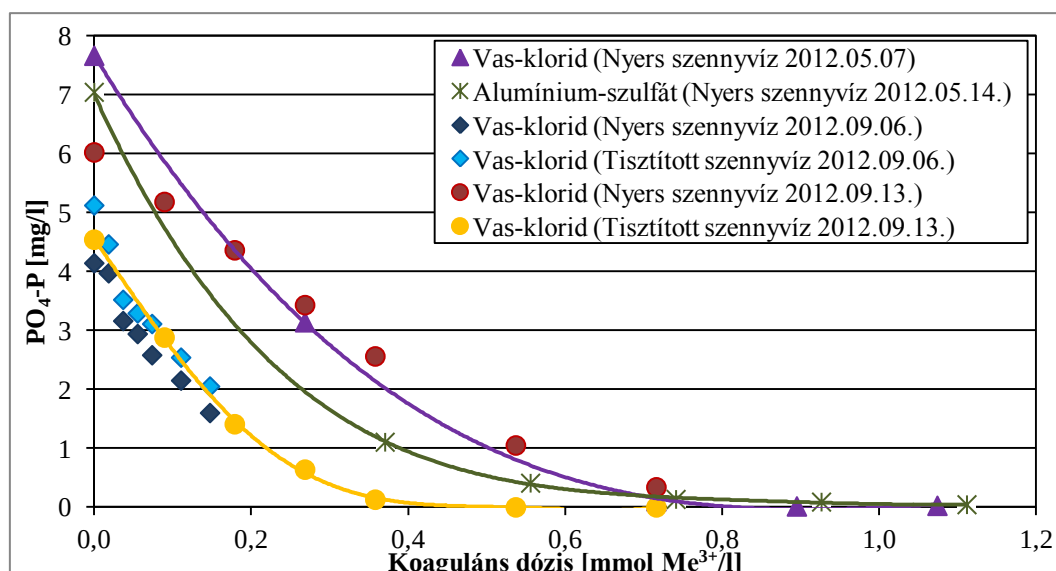
A nyers szennyvíz, valamint a tisztított szennyvíz kezdeti $PO_4\text{-P}$ koncentrációjától függően különböző dózisu kicsapószert kell alkalmazni.

A nyers- és tisztított szennyvizekkel végzett laboratóriumi kísérletekben az 1,0 mg/l maradék $PO_4\text{-P}$ koncentráció kialakulásához szükséges dózisokat vettem figyelembe a különböző vegyszerek összehasonlításánál.

A 4,5-5,5 mg/l kezdeti $PO_4\text{-P}$ koncentrációjú szennyvizek esetében 0,1-0,5 mmol Me^{3+} /l fém-só adagolása volt szükséges, hogy elérjem az 1,0 mg/l maradék foszfát-foszfor koncentrációt, az 5,5-8,0 mg/l $PO_4\text{-P}$ tartalmú szennyvizeknél pedig 0,5-0,7 mmol Me^{3+} /l adagolásával érhető el ugyanez az érték (**4-16. ábra**).

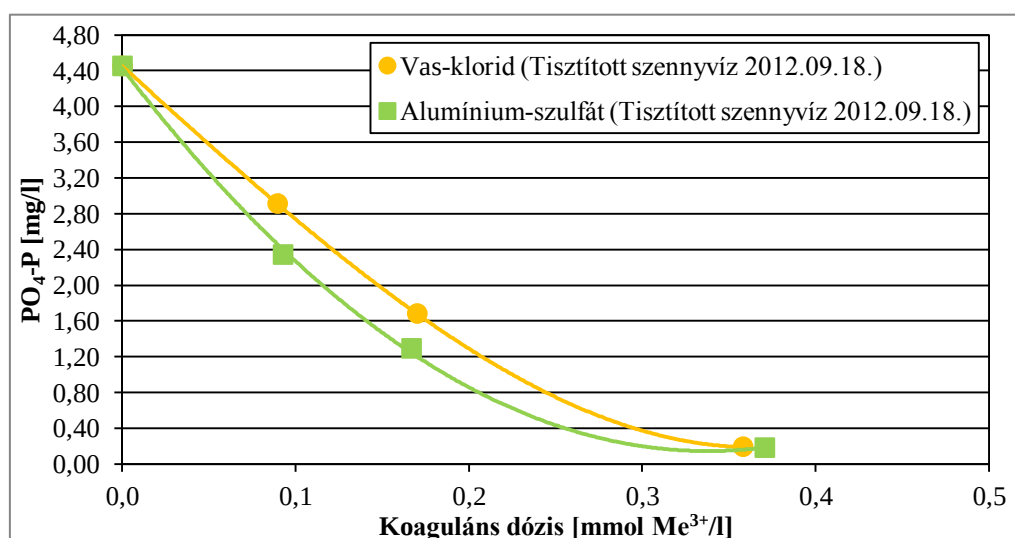
Ennél nagyobb mértékű foszfát eltávolítás nem célunk, hiszen kémiai előkezelés esetén az előkicsapást követő biológiai tisztítási fokozatban résztvevő mikroorganizmusok számára megfelelő felvehető foszfor tartalmat kell biztosítani azért, hogy a foszfor ne limitálja tevékenységüket.

A tisztított szennyvíz mezőgazdasági elhelyezése során a termesztani kívánt növénykultúra (pl. kukorica, lucerna, silókukorica, füveshere, őszi búza) foszfor igényének kielégítése szintén fontos, ezért akár 2,0-3,0 mg/l $PO_4\text{-P}$ koncentráció is a szennyvízben hagyható.



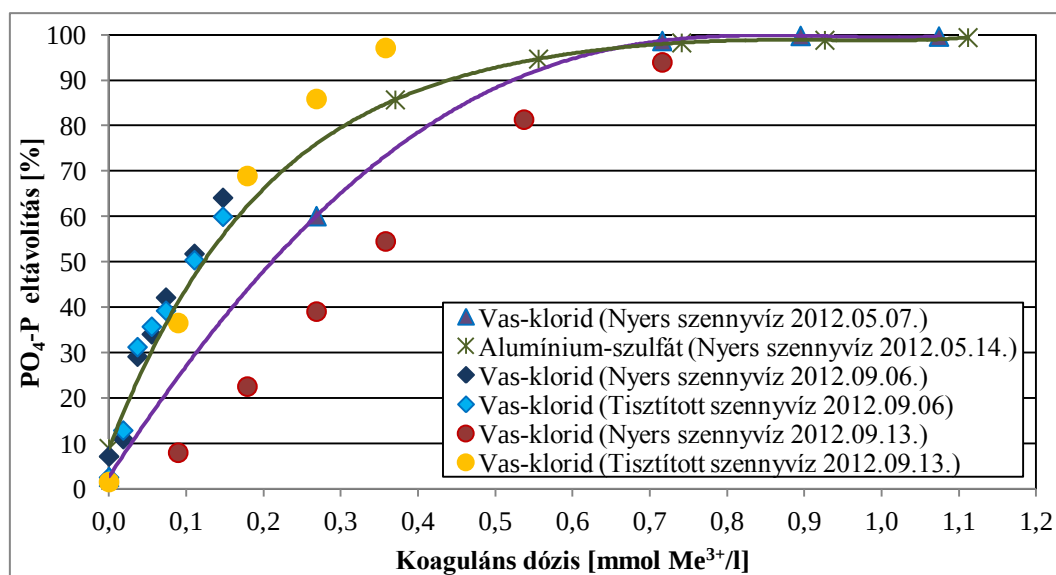
4-16. ábra – A vegyszeresen kezelt szennyvíz PO₄-P koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében

A poharas kísérletekben adagolt vas-klorid és alumínium-szulfát az ortofoszfát koncentrációk csökkentésében szinte azonos hatékonyságot mutattak, kis dózisok esetén (0,1-0,3 mmol Me³⁺/l) az alumínium-só kissé hatékonyabbnak bizonyul (**4-17. ábra**).



4-17. ábra – A vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz PO₄-P koncentrációjának változása különböző koaguláns dózisok függvényében

A laboratóriumi kísérletek eredményei alapján megfelelő koaguláns dózis (0,3-0,7 mmol Me³⁺/l) hatására az oldott ortofoszfát 95-99,8 %-a, azaz gyakorlatilag teljes mennyisége átalakítható (kicsapódik és ülepíthetővé válik), így a PO₄-P koncentráció méréshatár alá csökkenthető (**4-18. ábra**).



4-18. ábra – PO₄-P eltávolítás a koaguláns dózis függvényében

4.5.2. A kémiai kezelés hatása az összes foszfor (TP) koncentrációra

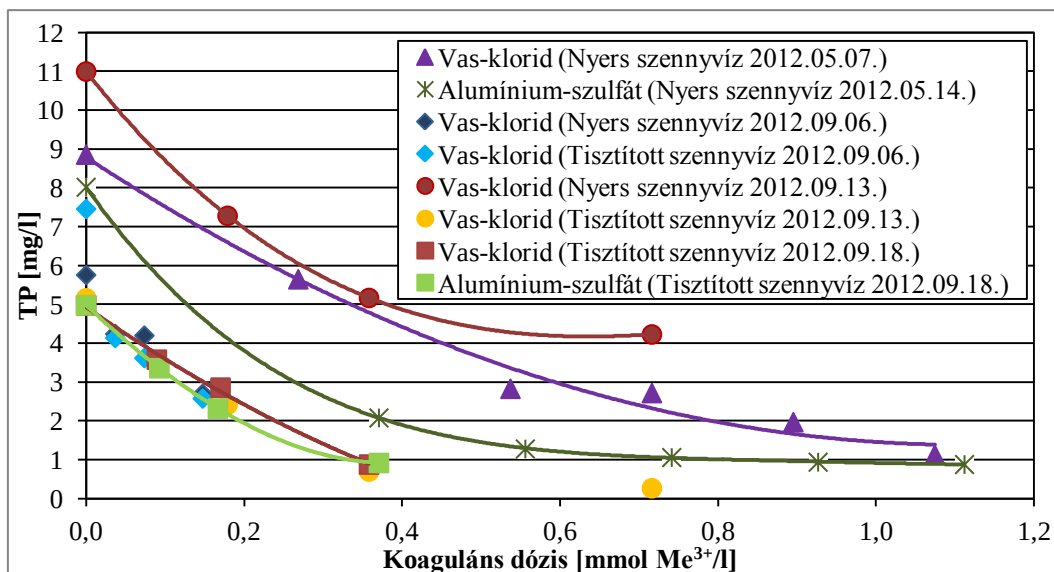
A laboratóriumi kísérletek idején a vizsgált nyers- és tisztított szennyvizek összes foszfor koncentrációja 5,0-10,0 mg/l között változott, ami megfelelt a korábbi évek nyers-és tisztított szennyvíz minőségnek. A 2009-2012. évi akkreditált mérések összes foszfor koncentrációjának átlaga 10,0 mg/l a nyers szennyvízre; 7,9 mg/l a tisztított szennyvízre vonatkoztatva.

Ülepítés hatására a szennyvizek összes foszfor tartalma a vizsgálatok során körülbelül 10-30%-kal csökkent, így a szilárd állapotú foszfor-formák távolíthatók el.

A különböző koagulánsok összehasonlításánál a 2,0 mg/l maradék TP koncentráció kialakulásához szükséges dózisokat vettem figyelembe.

A körülbelül 10 mg/l kezdeti TP koncentrációjú nyers szennyvizek esetében 0,4-0,9 mmol Me³⁺/l kicsapószer dózis szükséges 2,0 mg/l maradék összes foszfor koncentráció eléréséhez, míg tisztított szennyvíznél ez az érték 0,1-0,3 mmol Me³⁺/l. Sok esetben ilyen dózisok alkalmazásakor már 1 mg/l alá csökken a maradék TP koncentráció (4-19. ábra).

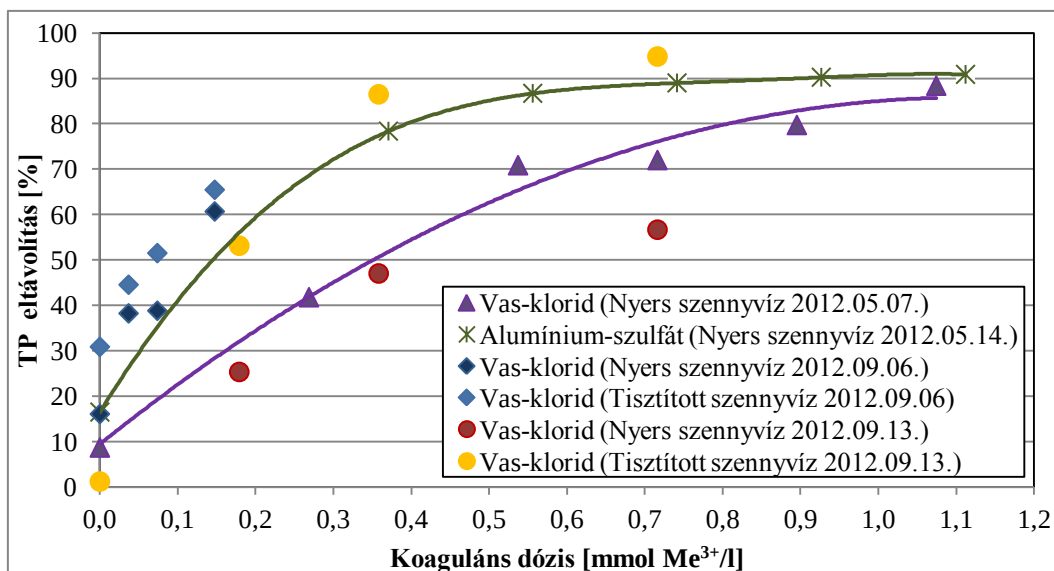
Az eltérő minőségű koagulálószeresek összehasonlításakor nagyjából azonos kezdeti koncentrációk mellett az alumínium-szulfáttal hasonló, vagy kissé nagyobb eltávolítást lehet elérni a vas-kloridhoz képest. A nagymértékű összes foszfor eltávolítás azonban a Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telep esetében nem célunk (a PO₄-P-re vonatkozó érvrendszer figyelembe vételével).



4-19. ábra – A vegyszeresen kezelt szennyvíz TP koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében

Az összes foszfor eltávolításának hatékonysága függ az ortofoszfát-ionok kicsapásának mértékétől, valamint a lebegőanyag eltávolítás eredményességétől.

A laboratóriumi kísérletekben 0,7-1,1 mmol Me³⁺/l koaguláns dózis hatására maximálisan 90-95%-os TP eltávolítás érhető el (**4-20. ábra**).



4-20. ábra – TP eltávolítás a koaguláns dózis függvényében

4.6. A kémiai kezelés hatása a keletkező szennyvíziszapra

A kémiai kezelés során a különböző koaguláns dózisok hatását is vizsgáltam a képződő iszap mennyiségére nézve. Nyers- és tisztított szennyvíz esetében a koaguláns dózis függvényében növekszik a keletkező szennyvíziszap térfogata.

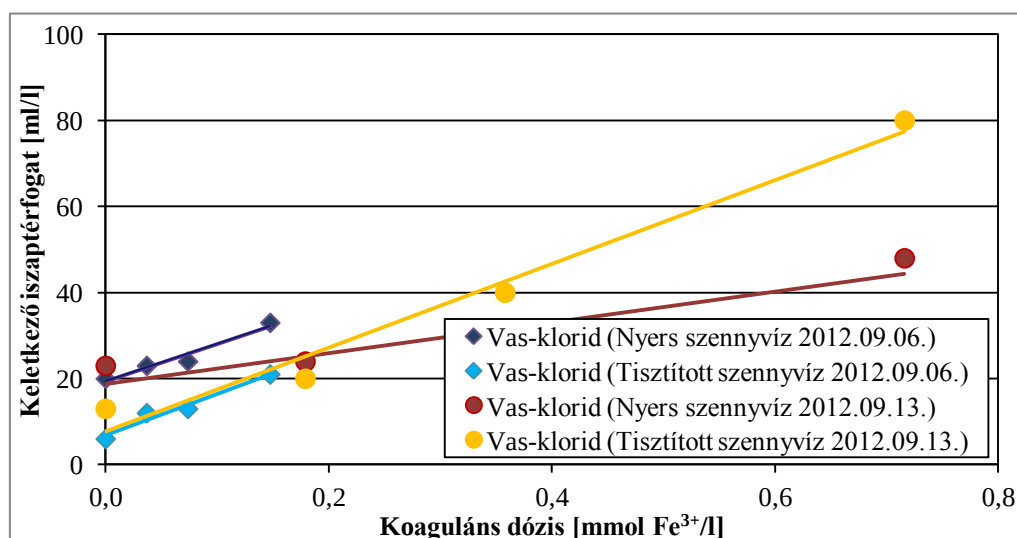
A koagulálószer adagolása során keletkező, nagy víztartalmú iszap az eltávolított szerves és szervetlen szilárd szennyezőanyagokból, kicsapódott fém-hidroxidból, és kicsapódott fémfoszfátból áll.

Vegyszer adagolása nélkül 1 liter nyers szennyvízből 20 ml és 23 ml, tisztított szennyvíznél pedig 6 ml és 13 ml ülepedett ki 30 perc alatt (Imhoff-kelyhekben).

Kis koaguláns dózisok (0,1-0,2 mmol Fe^{3+} /l) adagolásakor a nyers- és tisztított szennyvíznél az egységnyi iszaptérfogat növekedés nagyjából azonos, 33 ml/l és 21 ml/l iszap képződött nyers szennyvíz, illetve tisztított szennyvíz esetén.

Nagy lebegőanyag tartalmú nyers szennyvízzel végzett kísérletek eredményei alapján (TSS: 654 mg/l, Nyers szennyvíz 2012.09.13.), közepes koaguláns dózisok alkalmazása mellett az iszap növekedése kevésbé jelentős.

Tisztított szennyvíz esetében a képződő iszap térfogata egyenesen arányos az alkalmazott vas-klorid mennyiségével: 0,0 mmol Fe^{3+} /l, 0,18 mmol Fe^{3+} /l, 0,36 mmol Fe^{3+} /l, 0,72 mmol Fe^{3+} /l koaguláns beadagolásakor rendre 13 ml, 20 ml, 40 ml és 80 ml szennyvíziszap keletkezett (4-21. ábra).

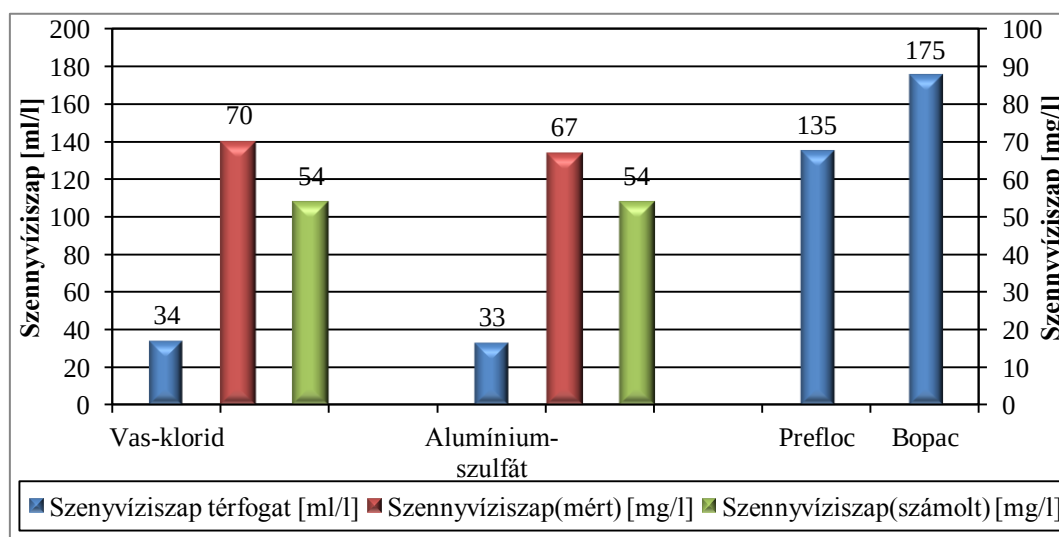


4-21. ábra – A vegyszeres kezelést követően képződő iszap mennyisége a koaguláns dózis függvényében

Közel azonos dózisú, de eltérő minőségű kicsapószerrel (vas-klorid: 0,36 mmol Fe^{3+}/l , alumínium-szulfát: 0,37 mmol Al^{3+}/l , Prefloc (vas(III)-szulfát): 0,36 mmol Fe^{3+}/l , Bopac (poli-alumínium-klorid): 0,35 mmol Al^{3+}/l) végzett vizsgálatok szerint a képződő iszaptérfogatok nagy különbséget mutatnak az egyes koaguláns típusok között (**4-22. ábra**).

Egy diagramon belül tüntettem fel az egyes koagulálószerhez tartozó keletkező iszaptérfogatot és a képződő összes iszap, nyersiszap mennyiségét.

Vas-klorid és az alumínium-szulfát alkalmazása során hasonló iszaptérfogat keletkezik (34 ml/l és 33 ml/l), ugyanez elmondható az iszap tömegre nézve (70 mg/l és 67 mg/l). Ezzel szemben vas(III)-szulfát és előpolimerizált alumínium-só adagolásakor lényegesen nagyobb volt a képződő iszap térfogata és tömege. Bopac esetében 0,35 mmol Al^{3+}/l dózissal 175 ml/l iszap ülepedett ki fél óra alatt, ennek hátterében a poli-fém-sókra jellemző laza pehelyszerkezet és nagy víztartalom áll.



4-22. ábra – A vegyszeres kezelést követően képződő iszaptérfogatok- és tömegek különböző koaguláns dózisok függvényében

A kémiai kezelés következtében megnövekedő iszapmennyiséggel párhuzamosan növekednek az iszapkezelés- és elhelyezés költségei is. Emiatt is célszerű annak a minimális vegyszer dózissal az alkalmazása, amely esetén a tisztítási követelmények már teljesülnek, de amely még nem okoz nagymértékű iszap mennyiség növekedést.

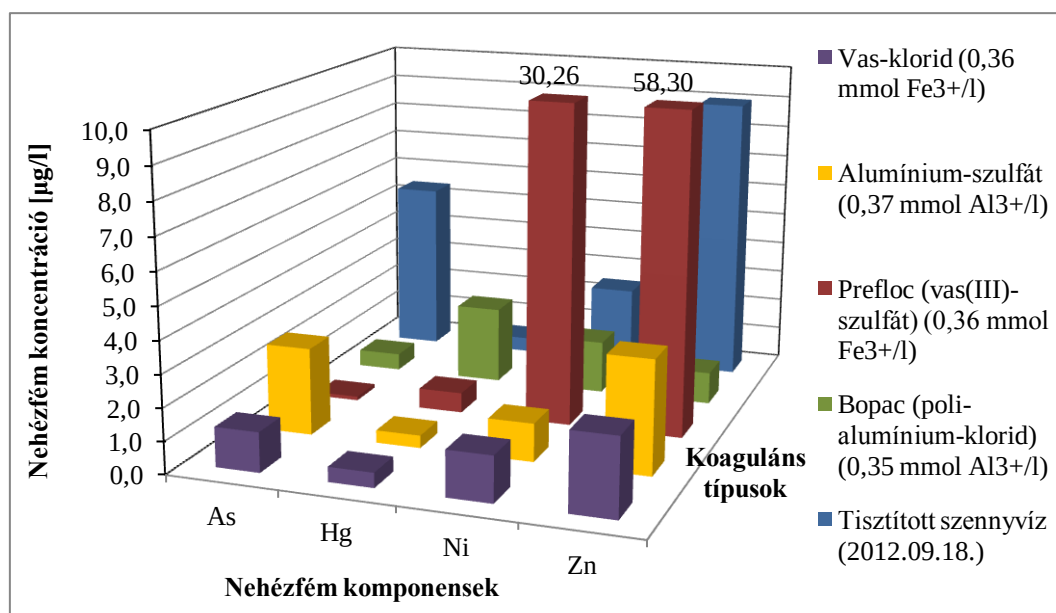
4.7. A kémiai kezelés hatása a nehézfém tartalomra

A kémiai kezelés hatásának vizsgálata kiterjedt a szennyvíz maradék nehézfém koncentrációjának meghatározására, ugyanis a telepre ipari eredetű terhelés is érkezik, valamint a tisztított szennyvíz mezőgazdasági elhelyezésére, illetve a talajvíz minőségére szigorú határérték vonatkozik *(lásd 2.5. fejezet)*.

Vegyszeres kezelésnek köszönhetően az iszapba kerülhet a lebegőanyaghoz kötött és az oldott állapotú nehézfémek egy része, így az öntözésre kerülő szennyvíz összes nehézfém tartalma csökken. Ugyanakkor az alkalmazott vegyszer esetleges oldott nehézfém tartalma akár ellenkező hatással is járhat.

A vizsgálatok során négy nehézfém koncentrációját mértem a tisztított szennyvízből: az arzénét (As), a higanyét (Hg), a nikkelét (Ni) és a cinkét (Zn). Azért az alábbi fémekre esett a választás, mert a talajvízben ezeknek a fémeknek az esetében fordultak elő határértéket meghaladó koncentrációk. Az arzén koncentráció meghatározása azért jelentős, mert az ivóvíz minőségére vonatkozóan az arzénre 10 µg/l-es határértéket állapít meg a 201/2001. (X. 25.) Kormányrendelet. A 10 µg/l-es határérték a talajvizekre vonatkozóan is bevezetésre került (6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet). A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telep vízgyűjtő területén a mélységi vízbázisból kitermelt, illetve a szolgáltatott ivóvízben is rendszeresen előfordult 10 µg/l-t meghaladó arzén koncentráció, melynek következtében a nyers szennyvízben is megjelennek 10 µg/l-nél nagyobb értékek.

A koagulációs vizsgálatok során közel azonos dózisú (0,35-0,37 mmol Me³⁺/l), de eltérő minőségű koagulánsok nehézfém eltávolítási képességét hasonlítottam össze. A jobb ábrázolhatóság érdekében az y tengely maximumának a 10 µg/l-t vettem fel, az ezt meghaladó értékeknél feltüntettem a koncentrációkat a diagramon **(4-23. ábra)**. Megállapítható, hogy szinte mindegyik vegyszertípus adagolásának hatására csökkentek a nehézfém koncentrációk a kezeletlen tisztított szennyvízéhez képest. Kivételt képez a Bopac a higany tekintetében, illetve a Prefloc a nikkel és a cink esetében, a kiindulási koncentrációkat jóval meghaladó értékeket mértem ezeknél a komponenseknél. Fent említett vegyszerek esetében feltételezhetően jelentős a vegyszerek oldott nehézfém tartalma.



4-23. ábra – A vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz egyes nehézfém (As, Hg, Ni, Zn) koncentrációjának értékei különböző koaguláns dózisok függvényében

A tisztított szennyvíz kezdeti 5,5 µg/l-es arzén koncentrációját mind a négy vegyszer alkalmazásával jelentősen sikerült csökkenteni, legjobb eltávolítási hatásfokot a Bopac és a Prefloc mutatta, körülbelül egy nagyságrenddel kisebb (0,1 µg/l és 0,5 µg/l) végső As koncentrációt értem el az adagolásukkal.

A nikkelle és a cinkre vonatkozóan is megállapítható, hogy a kémia kezelés hatására koncentrációjuk csökkent. Körülbelül 2,5 µg/l kiindulási nikkelle koncentráció esetén vegyszeradagolás következtében 1,1-1,7 µg/l maradék Ni koncentrációt értem el. A cink koncentrációjára vonatkozóan a kezdeti 9,0 µg/l értéket 1,0-3,5 µg/l-re sikerült lecsökkenteni.

A higany esetében egyértelmű kijelentést nem tudok tenni az eltávolításra, az értékek kis ingadozást mutattak a vegyszeres kezelés hatására.

Az analitikai tisztaságú vas-klorid és alumínium-szulfát hatékony koagulánsoknak bizonyulnak a nehézfém tartalom eltávolításában is, a kísérletek alapján magasabb eltávolítási fok érhető el a vas-kloriddal.

Mivel a kezelt szennyvíz minősége a terhelés függvényében változik, ezért egyértelmű kijelentés nem tehető a különböző kicsapószeres nehézfém tartalom eltávolító képességére. Az arzén oxidált formájára (As⁵⁺) vonatkozóan Laky (2009) modell oldatokkal végzett koagulációs kísérletekkel igazolta, hogy a vas-klorid lényegesen kedvezőbb hatásfokkal

távolítja el az arzenátot, mint az alumínium koagulánsok. 10 µg/l-es arzén határérték eléréséhez körülbelül tízszer annyi alumínium koagulánsra van szükség, mint vas koagulánsra mmol Me³⁺/l-ben kifejezve.

További vizsgálatok szükségesek annak megállapítására, hogy az egyéb nehézfémeket (Hg, Ni, Zn) milyen hatásokkal távolítják el a különböző kicsapószeresek. Ismert kezdeti koncentrációjú modell oldatokkal végzett koagulációs kísérletekkel lehetne igazolni, illetve összehasonlítani a vas-klorid, alumínium-szulfát, Bopac és Prefloc koagulánsok nehézfém eltávolítási képességét.

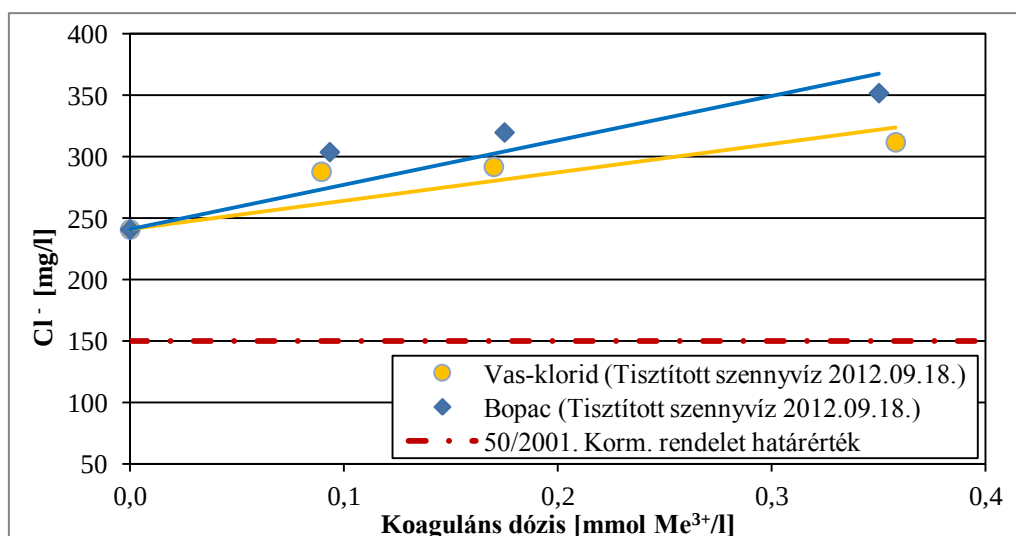
4.8. Szennyvizek mezőgazdasági és erdőgazdálkodási elhelyezésének kérdései

A kémiai kezelés során felhasznált koagulánsok só formájában kerülnek beadagolásra, a hatóanyagnak tekinthető vas- és alumínium kationok mellett jellemzően klorid- és szulfát anionok fordulnak elő.

A felszín alatti vizek védelmére vonatkozóan a klorid és szulfát tartalomra is határértékeket állapítanak meg *(lásd 2.5. fejezet)*, ezért a poharas kísérletekben elengedhetetlen a komponensek változásának meghatározása a vegyszeres kezelések során.

Klorid-ion

A klorid-ion koncentráció értéke jelentősen növekszik a klorid tartalmú koagulánsok dózisának függvényében. A kiindulási tisztított szennyvíz klorid tartalma már eleve 150 µg/l felett van, így mindkét vegyszer esetében még kis dózisok (0,1-0,4 mmol Me³⁺/l) adagolásával a talajvízre vonatkozó határértéket jóval meghaladjuk. A vas-klorid kevésbé emeli meg az anion koncentrációját, mint a poli-alumínium-klorid *(4-24. ábra)*.

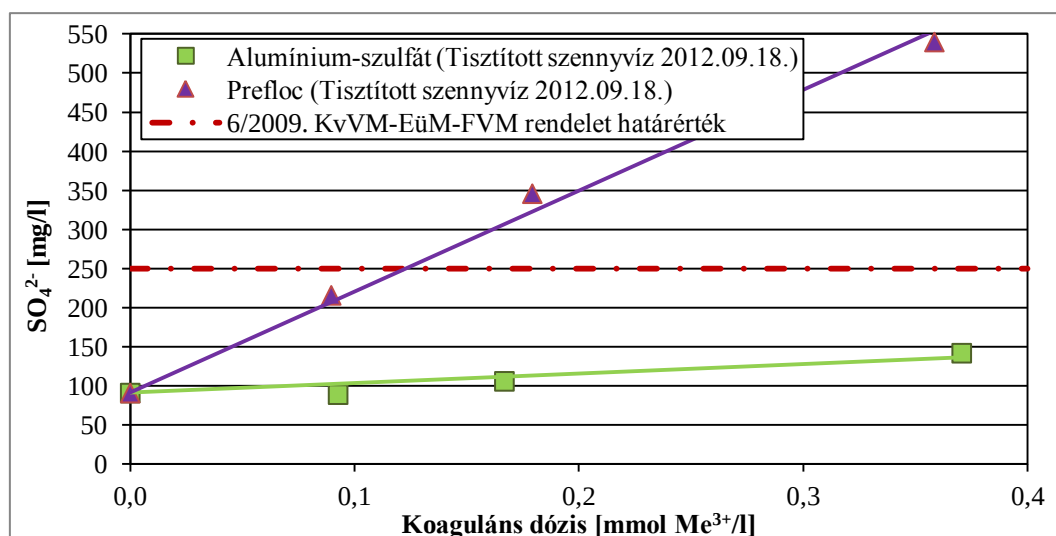


4-24. ábra – A vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz klorid-ion koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében

Meg kell azonban említeni, hogy a kémiai kezeléstől függetlenül felmerül a felszíni befogadóba történő kibocsátás kérdése (a talaj-talajvíz rendszer helyett), ugyanis az ellátási területen a kitermelt ivóvíz klorid tartalma egyes esetekben meghaladja a mezőgazdasági hasznosításra vonatkozó 150 µg/l-es határértéket; a nyers, illetve a tisztított szennyvíz klorid tartalma pedig a felszín alatti vizek védelmére vonatkozó 250 µg/l-es határértéket.

Szulfát-ion

A kísérletek idején a tisztított szennyvíz szulfát-ion koncentrációja 78 mg/l volt. Alumínium-szulfáttal, illetve Prefloc-kal megvalósított vegyszeres kezelés hatására növekszik ez az érték. Alumínium-szulfát alkalmazása jobb megoldásnak bizonyul ebben az esetben, mivel kis dózisoknál nem haladja meg a szulfát-ion tartalom a határértéket, és feltételezhetően közepes dózisok (0,4-0,8 mmol Me³⁺/l) adagolásával sem emelkedik az adott koncentráció fölé. A vas(III)-szulfát esetében már kis vegyszeradagok hatására magas szulfát-ion tartalom alakul ki, ami meghaladja a 250 µg/l-es határértéket (**4-25. ábra**).



4-25. ábra – A vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz szulfát-ion koncentrációjának értéke a koaguláns dózis függvényében

Az eredmények alapján arra a megállapításra jutottam, hogy a felszín alatti vizek védelmének érdekében az alumínium-szulfát koaguláns használata bizonyul a legjobb megoldásnak. A vas-klorid adagolása csak abban az esetben lehetséges, ha a kezeletlen szennyvíz klorid-ion koncentrációja alacsony. Megoldást jelenthet még kevert vegyszer alkalmazása, ami azt jelenti, hogy egyidejűleg adagolunk vas-kloridot és alumínium-szulfátot, így elkerülhető a sókra vonatkozó határérték túllépése.

5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

A koagulációs-flokkulációs kísérletek alapján mind az előkicsapás, mind az utókicsapás hatékonyan alkalmazható a Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telepen.

A nyers- és tisztított szennyvíz esetén az egyes szennyezőanyag komponensek eltávolítása szempontjából az optimálisnak tekinthető dózisok az egyes vegyszerek figyelembe vételével lényegesen különböznek (5-1. táblázat).

5-1. táblázat – Az optimálisnak tekinthető dózisok az egyes vegyszerek és szennyezőanyag komponensek figyelembe vételével

	Nyers szennyvíz		Tisztított szennyvíz		
	Vas-klorid [mmol Fe ³⁺ /l]	Alumínium-szulfát [mmol Al ³⁺ /l]	Vas-klorid [mmol Fe ³⁺ /l]	Alumínium-szulfát [mmol Al ³⁺ /l]	Bopac (poli-alumínium-klorid) [mmol Al ³⁺ /l]
TSS	0,5-0,7	0,4-0,6	0,2-0,4	0,2-0,4	0,2-0,3
KOI_{Cr}	0,4-0,7	0,4-0,7	0,1-0,2	0,1-0,2	0,1-0,3
BOI₅	0,6-0,7	0,5-0,7	0,1-0,2	0,1-0,2	0,1
TP	0,4-0,6	0,3-0,5	0,1	0,1	0,1
PO₄-P	0,3-0,4	0,2-0,3	0,1-0,2	0,1	0,1
As, Hg, Ni, Zn	0,2-0,3	0,2-0,3	0,1-0,3	0,1-0,3	0,1-0,3

Alapvető cél jelen esetben, hogy a lehető legtöbb szervesanyag kerüljön a biológiai tisztítási fokozatra, ezért az előkicsapás alkalmazhatósága megkérdőjelezhető. A technológia alulterheltsége, illetve az intenzív szervesanyag eltávolítás denitrifikáció hatékonyságának csökkentő hatása miatt inkább az utókezelés javasolható. Ezt erősíti, hogy a jelenlegi denitrifikációs hatásfok növelése szükséges a szennyvíztisztító telepen. A kémiai kezelésnek nincs hatása a N-formákra, ezért ott a biológiai módszerek intenzifikálása szükséges.

A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telepről elfolyó tisztított szennyvízre javasolható határértékek:

TSS: 50 mg/l

TP: 5 mg/l

KOI_{Cr}: 100 mg/l

PO₄-P: 3 mg/l

BOI₅: 25 mg/l

Az utókicsapás fő feladata elsősorban a kiugró értékek „levágása”, hogy a kiöntözésre kerülő tisztított szennyvíz szennyezőanyag tartalma viszonylag egyenletes legyen, ezzel elősegítve a mezőgazdasági hasznosításban való tervezést, valamint a talajvízszennyezés nyomonkövethetőségét.

Ezenkívül cél a nehézfém tartalom minél kisebb szintre való csökkentése a felszín alatti vizek védelme érdekében, illetve a keletkező szennyvíziszap mennyiség minimalizálása, a klorid- és szulfát koncentráció elfogadható szinten tartása.

A fent említett kritériumok (só-koncentrációk) betartása, valamint a nyers szennyvíz kritikus klorid tartalma miatt szulfát tartalmú koagulálószer alkalmazása javasolható az utókicsapás során.

Mindezek alapján 0,1-0,2 mmol Me^{3+} /l dózisú vas(III)- vagy alumínium-szulfát alkalmazását javaslom utókicsapásként, utóülepítő kialakításával. Ez jelenthet egy új utóülepítő műtárgy kialakítását, vagy a meglevő szippantott szennyvizet fogadó akna átalakítását utóülepítővé.

A biológiai tisztító egységről elfolyó szennyvíz minőségének függvényében érdemes egy megfelelő adagolási stratégiát kidolgozni, hogy a szennyezőanyag tartalom egyenletes legyen, ehhez javaslom üzemi kísérletek megvalósítását.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telepre érkező nyers és a telepről elfolyó tisztított szennyvízzel végzett laboratóriumi koagulációs-flokkulációs kísérleteim bebizonyították, hogy az előkicsapás és az utókicsapás egyaránt hatékony szennyezőanyag eltávolításra képes.

Előkicsapás és utókicsapás tekintetében a tapasztalatok hasonlóak, a kémiai kezelés tehát nem okoz olyan változást a szennyvízben, amely korróziót okozna a szerkezeti anyagokban, vagy károsan befolyásolná az előkezelés utáni biológiai tisztítási lépcső hatékonyságát, illetve a befogadó vízminőségét.

A nyers szennyvízben jelenlevő szervesanyagok döntő hányada szilárd állapotú, ami megfelelő dózisok alkalmazásával csaknem teljesen eltávolításra kerül a koaguláció-flokkuláció, és az azt követő fázis-szétválasztás során. A szennyvizek lebegőanyag tartalmának eltávolítása szoros kapcsolatban van a szervesanyagok (KOI_{Cr} , BOI_5) és az összes foszfor (TP) eltávolításának mértékével.

Megfelelő dózisban alkalmazott kémiai kicsapással az oldott állapotú foszfor vegyületek mennyisége gyakorlatilag mérés határ alá csökkenthető, az összes foszfor koncentráció akár 1 mg/l-re csökkenthető, azonban nagymértékű TP és $PO_4\text{-P}$ eltávolítás nem célunk, hiszen kémiai előkezelés esetén az előkicsapást követő biológiai tisztítási fokozatban résztvevő mikroorganizmusok számára megfelelő felvehető foszfor tartalmat kell biztosítani azért, hogy a foszfor ne limitálja tevékenységüket. A tisztított szennyvíz mezőgazdasági elhelyezése esetén pedig a növénykultúra foszfor igényének kielégítése szintén fontos.

A kémiai kezelés hatására a termelődő szennyvíziszap mennyisége megnő, ezzel párhuzamosan növekednek az iszapkezelés- és elhelyezés költségei is.

Vegyszeres kezelésnek köszönhetően az iszapba kerülhet a lebegőanyaghoz kötött és az oldott állapotú nehézfémek egy része, így az öntözésre kerülő szennyvíz összes nehézfém tartalma csökken. Ugyanakkor az alkalmazott vegyszer esetleges oldott nehézfém tartalma akár ellenkező hatással is járhat.

A kémiai kezelés során felhasznált koagulánsok só formájában kerülnek beadagolásra, a hatóanyagnak tekinthető vas- és alumínium kationok mellett jellemzően klorid- és szulfát anionok fordulnak elő, amik növelik a talaj só-koncentrációját.

7. IRODALOMJEGYZÉK

- 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól
- 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről
- 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól
- 40/2008. (II. 26.) Korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól szóló 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet módosításáról
- 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről
- Benedek P., Valló S. (1990, szerk.). Vízisztítás-szennyvíztisztítás zsebkönyv, Műszaki Könyvkiadó, Budapest
- BME VKKT (2005). Szennyezőanyag kibocsátás csökkentése a Kecskeméti Szennyvíztisztító Telepen a vízterhelési díj mérséklése érdekében, *Kutatási jelentés*, BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, 74 o.
- Bratby, J. (2006). *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*, Second edition, IWA Publishing, London, 407 p.
- Cooper, P., Day, M. and Thomas, V. (1994). Process options for phosphorus and nitrogen removal from wastewater, *Journal of the Institution of Water and Environmental management*, 8, pp. 84-92.
- EPA (2009). Nutrient Control Design Manual State of Technology Review Report, United States Environmental Protection Agency, EPA/600/R-09/012., 102 p.
- Hahn, H. H., Hoffmann, E. and Ødegaard, H. (editors) (2002). *Chemical Water and Wastewater Treatment VII. Proceedings of the 10th Gothenburg Symposium Gothenburg, 2002*. IWA Publishing, London, 420 p.

- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. Cour. and Arvin, E. (2002). *Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes*, Third edition, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, 420 p.
- KEMIRA KEMI AB Water Treatment (1990). *The Handbook on Water Treatment*, KEMIRA KEMI, Helsingborg, 139 p.
- Laky D. (2009). Arzénmentesítés koagulációval, Doktori (PhD) értekezés, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest, 131 o.
- Licskó I. (1994). A kémiai szennyvízkezelés alkalmazása - Elemző tanulmány, VITUKI Consult Rt., Budapest, 17 o.
- Licskó I., Melicz Z., Szabó A., Karády Zs. (2011). A kémiai előkezelés hatásainak üzemi vizsgálata a Miskolci Szennyvíztisztító Telepen, *Magyar Hidrológiai Társaság, XXIX. Országos Vándorgyűlés, Eger, 2011. július 6-8.*
- Lindqvist, N., Korhonen S., Jokela, J. and Tuhkanen, T. (2002). Comparison of Iron and Aluminum Based Coagulants and Polymeric Flocculant Aids to Enhance NOM Removal, In: *Chemical Water and Wastewater Treatment VII. Proceedings of the 10th Gothenburg Symposium Gothenburg, 2002*, Hahn, H. H., Hoffmann, E. and Ødegaard, H. (Editors), IWA Publishing, London, pp. 133-142.
- Melicz Z. (1999). Költséghatékony szennyvíztisztítási megoldások - A kémiai szennyvíztisztítás, Magyar Tudományos Akadémia Nemzeti Stratégia Program, Kézirat, Budapest, 33 o.
- Ribicky S. (1997). Phosphorus removal from wastewater: A Literature Review, Report No. 1., *Advanced Wastewater Treatment*, E. Plaza, E. Levlin, B. Hultman (Editors), Stockholm, 106 p.
- Szabó A. (2006). Foszfor eltávolítás és a biológiai szennyvíztisztítás intenzifikálása kémiai előkezeléssel, Doktori (PhD) értekezés, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest, 130 o.
- Thistleton, J., Berry, T.-A., Pearce, P., Parsons, S. A. (2002). Mechanism of chemical phosphorus removal II. – Iron (III) Salts, In: *Process Safety And Environmental Protection*, 80 (2002), pp. 265-269

- Väänänen, M., Kupiainen, L., Rämö, J., Sarpola, A., and Tanskanen, J. (2012). Speciation and coagulation performance of novel coagulant - aluminium formate, *Separation and Purification Technology*, 86 (2012), pp. 242 – 247.
- Valsami-Jones, E. (editor) (2004). *Phosphorus in Environmental Technology: Principles and Applications*, IWA Publishing, London, 656 p.
- van Haandel, A.C., van der Lubbe, J.G.M. (2012). *Handbook of Biological Wastewater Treatment – Design and Optimisation of Activated Sludge Systems*, Second edition, IWA Publishing, London, 816 p.
- Vermes L. (2007). A földhasználat, a talajminőség és a talajszennyezés néhány összefüggése a környezetvédelmi szabályozás szemszögéből, *Agrokémia és talajtan*, 56 (2007) 2, pp. 379-390

8. MELLÉKLET



M-1. ábra – A Dunavarsányi Szennyvíztisztító Telep látképe (2011. október)



M-2. ábra – Koagulációs kísérletek során vizsgált paraméterek mérése a laboratóriumban

M-1. táblázat – Az első koagulációs kísérletek során mért vízminőségi paraméterek

Dátum	Minta megnevezése	Vegyszeradag	Vegyszeradag	pH	Lúgosság	Vezető-képesség	TSS	TSS elt.	KOI _{Cr}	KOI _{Cr} elt.	oldott KOI _{Cr}	BOI ₅	TP	TP elt.	PO ₄ -P	PO ₄ -P elt.
		mg Fe ³⁺ /l mg Al ³⁺ /l	mmol Fe ³⁺ /l mmol Al ³⁺ /l		mmol/l	µS/cm	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l	%
2012. április 23.	Nyers szennyvíz	0,00	0,00	7,70	-	1784	311,50	-	793	-	-	-	-	-	-	-
	Ülepített nyers szv.	0,00	0,00	7,81	-	1784	139,00	55,4	738	6,9	-	-	-	-	-	-
	Vegyszeresen kezelt nyers szennyvíz - Vas-klorid (10 g Fe ³⁺ /l)	10,00	0,18	7,77	-	1785	124,67	60,0	669	15,6	-	-	-	-	-	-
		20,00	0,36	7,66	-	1795	74,33	76,1	527	33,5	-	-	-	-	-	-
		30,00	0,54	7,61	-	1801	66,33	78,7	578	27,1	-	-	-	-	-	-
		40,00	0,72	7,52	-	1814	60,33	80,6	531	33,0	-	-	-	-	0,16	-
		50,00	0,90	7,38	11,6	1832	54,67	82,5	538	32,1	-	339	-	-	0,066	-
2012. május 7.	Nyers szennyvíz	0,00	0,00	7,74	-	1850	-	-	584	-	258	540	9,7	-	7,87	-
	Ülepített nyers szv.	0,00	0,00	7,87	-	1848	83,33	-	481	17,6	-	340	8,86	8,7	7,66	2,7
	Vegyszeresen kezelt nyers szennyvíz - Vas-klorid (10 g Fe ³⁺ /l)	15,00	0,27	7,64	-	1875	92,00	-	329	43,6	-	220	5,65	41,8	3,14	60,1
		30,00	0,54	7,49	-	1900	82,33	-	251	47,8	-	180	2,83	70,8	-	-
		40,00	0,72	7,30	-	1929	62,67	-	216	55,1	-	170	2,72	72,0	0,104	98,7
		50,00	0,90	7,29	-	1950	81,33	-	205	57,4	-	170	1,97	79,7	0,016	99,8
		60,00	1,07	7,08	10,7	1975	31,33	-	191	60,3	-	150	1,13	88,4	0,027	99,7
2012. május 14.	Nyers szennyvíz	0,00	0,00	-	-	2040	-	-	766	-	205	450	9,6	-	7,73	-
	Ülepített nyers szv.	0,00	0,00	7,88	-	2040	119,55	-	472	38,4	-	280	8,02	16,5	7,04	8,9
	Vegyszeresen kezelt nyers szennyvíz - Alumínium-szulfát (10 g Al ³⁺ /l)	10,00	0,37	7,55	-	2050	48,67	59,3	309	59,6	-	160	2,08	78,3	1,105	85,7
		15,00	0,56	7,37	-	2060	17,67	85,2	197	74,2	-	150	1,28	86,7	0,41	94,7
		20,00	0,74	7,22	-	2070	22,00	81,6	228	70,2	-	140	1,06	89,0	0,135	98,3
		25,00	0,93	7,09	-	2080	25,33	78,8	232	69,7	-	140	0,94	90,2	0,09	98,8
		30,00	1,11	7,03	10,8	2090	23,67	80,2	186	75,8	-	140	0,88	90,8	0,045	99,4

M-2. táblázat – Nyers-és tisztított szennyvízzel végzett koagulációs kísérletek során mért vízminőségi paraméterek 1.

Dátum	Minta megnevezése	Vegyszer adag	Vegyszer adag	pH	Lúg.	TSS	TSS elt.	KOI _{Cr}	KOI _{Cr} elt.	oldott KOI _{Cr}	BOI ₅	TP	TP elt.	PO ₄ - P	PO ₄ -P elt.	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Iszap- térfogat
		mg Fe ³⁺ /l	mmol Fe ³⁺ /l		mmol/l	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	mg/l	ml/l
2012. szeptember 6.	Nyers szennyvíz	0,00	0,00	8,14	16,60	316,00	-	534	-	86	380	6,86	-	4,46	-	152	-	20
	Ülepített nyers szv.	0,00	0,00	8,18	-	148,33	53,1	234	56,1	-	240	5,76	16,0	4,14	7,2	-	-	-
	Vegyszeresen kezelt nyers szennyvíz - Vas-klorid (10 g Fe ³⁺ /l)	1,03	0,02	8,16	-	18,33	94,2	284	46,9	-	-	-	-	3,97	11,0	-	-	-
		2,06	0,04	8,10	-	68,67	78,3	177	66,8	-	180	4,24	38,2	3,16	29,1	152	-	23
		3,09	0,06	8,07	-	72,67	77,0	142	73,5	-	-	-	-	2,94	34,1	-	-	-
		4,12	0,07	8,11	-	65,00	79,4	177	66,8	-	160	4,20	38,8	2,58	42,2	156	-	24
		6,18	0,11	8,01	-	70,67	77,6	160	70,1	-	-	-	-	2,15	51,8	-	-	-
		8,24	0,15	7,95	15,00	39,33	87,6	213	60,2	-	140	2,70	60,6	1,60	64,1	288	-	33
	Tisztított szennyvíz	0,00	0,00	7,75	7,80	86,20	-	17	-	12	29	7,46	-	5,12	-	264	-	6
	Ülepített tisztított szv.	0,00	0,00	7,78	-	25,33	70,6	10	-	-	30	5,16	30,8	4,99	2,5	-	-	-
	Vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz - Vas-klorid (10 g Fe ³⁺ /l)	1,03	0,02	7,71	-	101,67	-	41	-	-	-	-	-	4,46	12,9	-	-	-
		2,06	0,04	7,63	-	20,67	76,0	34	-	-	22	4,14	44,5	3,52	31,3	268	-	12
		3,09	0,06	7,57	-	15,67	81,8	41	-	-	-	-	-	3,29	35,7	-	-	-
		4,12	0,07	7,60	-	18,33	78,7	14	-	-	15	3,62	51,5	3,11	39,3	272	-	13
		6,18	0,11	7,51	-	16,00	81,4	35	-	-	-	-	-	2,54	50,4	-	-	-
		8,24	0,15	7,48	7,20	17,67	79,5	25	-	-	17	2,58	65,4	2,05	60,0	288	-	21

M-3. táblázat – Nyers-és tisztított szennyvízzel végzett koagulációs kísérletek során mért vízminőségi paraméterek 2.

Dátum	Minta megnevezése	Vegyszer adag	Vegyszer adag	pH	Lúg.	TSS	TSS elt.	KOI _{Cr}	KOI _{Cr} elt.	oldott KOI _{Cr}	BOI ₅	TP	TP elt.	PO ₄ -P	PO ₄ -P elt.	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Iszap-térfogat	As	Hg	Ni	Zn
		mg Fe ³⁺ /l	mmolFe ³⁺ /l		mmol/l	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	mg/l	ml/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
2012. szeptember 13.	Nyers szennyvíz	0,00	0,00	7,05	10,60	654,00	-	11795	-	8718	-	9,75	-	5,63	-	162	-	23	0,510	0,356	2,163	2,0
	Ülepített nyers. szv	0,00	0,00	7,10	-	232,67	64,4	9231	21,7	-	3500	11,00	-	6,02	-	-	-	-	-	-	-	-
	Vegyszeresen kezelt nyers szennyvíz - Vas-klorid (10 g Fe ³⁺ /l)	5,00	0,09	7,05	-	139,33	78,7	9744	17,4	-	-	-	-	5,18	8,0	-	-	-	-	-	-	-
		10,00	0,18	7,00	-	126,33	80,7	9915	15,9	-	3400	7,28	25,3	4,36	22,6	178	-	24	0,686	0,343	2,647	4,6
		15,00	0,27	7,19	-	127,00	80,6	8889	24,6	-	-	-	-	3,43	39,1	-	-	-	-	-	-	-
		20,00	0,36	7,16	-	122,33	81,3	9915	15,9	-	2600	5,17	47,0	2,56	54,5	198	-	25	1,100	0,221	2,825	5,9
		30,00	0,54	7,08	-	136,33	79,2	7863	33,3	-	-	-	-	1,05	81,3	-	-	-	-	-	-	-
		40,00	0,72	7,00	11,20	112,67	82,8	9915	15,9	-	900	4,23	56,6	0,34	94,0	234	-	48	0,902	0,289	2,117	2,1
	Tisztított szennyvíz	0,00	0,00	7,76	7,60	24,67	-	128	-	39	8	5,16	-	4,54	-	262	-	13	5,975	0,322	3,272	16,8
	Ülepített tisztított szv.	0,00	0,00	7,84	-	45,33	-	55	57,3	-	8	5,10	1,2	4,47	1,5	-	-	-	-	-	-	-
	Vegyszeresen kezelt tisztított szennyvíz - Vas-klorid (10 g Fe ³⁺ /l)	5,00	0,09	7,58	-	19,00	23,0	41	68,0	-	-	-	-	2,88	36,6	-	-	-	-	-	-	-
		10,00	0,18	7,38	-	21,00	14,9	43	66,7	-	5	2,42	53,1	1,41	68,9	284	-	20	3,937	0,419	2,346	3,8
		15,00	0,27	7,26	-	12,33	50,0	39	69,3	-	-	-	-	0,64	85,9	-	-	-	-	-	-	-
		20,00	0,36	7,15	-	8,67	64,9	44	65,3	-	3	0,70	86,4	0,13	97,1	290	-	40	1,087	0,158	1,842	13,2
		30,00	0,54	6,97	-	4,00	83,8	26	80,0	-	-	-	-	< 0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
		40,00	0,72	6,80	5,00	1,67	93,2	36	72,0	-	2	0,27	94,8	< 0,02	-	332	-	80	0,573	0,260	1,906	1,6

M-4. táblázat – Tisztított szennyvízzel végzett koagulációs kísérletek során mért vízminőségi paraméterek

Dátum	Minta megnevezése	Vegyszer- adag	Vegyszer- adag	pH	BOI ₅	TP	TP elt.	PO ₄ -P	PO ₄ -P elt.	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Iszap- térfogat	Kémiai iszap	As	Hg	Ni	Zn
		mg Me ³⁺ /l	mmol Me ³⁺ /l		mg/l	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	mg/l	ml/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
2012. szeptember 18.	Ülepített tiszt.szennyvíz	0,0	0,0	8,17	13	5,0	-	4,45	-	272	78	-	11,2	5,417	0,454	2,474	9,000
	Vegysz.kez.tiszt. szennyvíz - Vas-klorid (10 g Fe ³⁺ /l)	5,0	0,09	7,56	10	3,6	29,0	2,91	40,9	288	-	-	24,5	-	-	-	-
		9,5	0,17	7,45	10	2,9	43,3	1,68	65,9	292	-	-	29,5	-	-	-	-
		20,0	0,36	7,18	9	0,9	82,5	0,19	96,1	312	-	34	53,7	1,231	0,458	1,407	2,400
	Vegysz.kez.tiszt. szennyvíz - Alumínium- szulfát (10 g Al ³⁺ /l)	2,5	0,09	7,56	9	3,4	33,3	2,34	52,4	-	89	-	17,2	-	-	-	-
		4,5	0,17	7,47	10	2,3	54,0	1,29	73,8	-	106	-	30,8	-	-	-	-
		10,0	0,37	7,28	10	0,9	81,7	0,18	96,3	-	142	33	54,0	2,706	0,390	1,177	3,500
	Vegysz.kez.tiszt. szennyvíz - Prefloc (9,1 g Fe ³⁺ /l)	5,0	0,09	6,68	10	0,4	92,1	0,01	99,8	-	216	-	32,4	-	-	-	-
		10,0	0,18	6,13	12	0,2	96,4	< 0,02	-	-	346	-	44,9	-	-	-	-
		20,0	0,36	-	16	0,2	96,0	0,02	99,6	-	540	135	51,7	0,117	0,626	30,262	58,300
	Vegysz.kez.tiszt. szennyvíz - Bopac (10,5 g Al ³⁺ /l)	2,5	0,09	7,46	6	0,7	86,5	0,32	93,5	304	-	-	33,7	-	-	-	-
		4,7	0,18	7,31	5	0,2	95,2	0,07	98,6	320	-	-	46,1	-	-	-	-
		9,5	0,35	7,07	6	0,2	96,4	0,03	99,4	352	-	175	47,1	0,528	2,410	1,647	1,000