

Ph.D. értekezés

Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek optimalizálása
dinamikus szimuláció segítségével

Készítette: Domokos Endre Gábor
Témavezető: Dr. Kárpáti Árpád

Pannon Egyetem
Vegyésszmérnöki tudományok Doktori Iskola
2006

Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek optimalizálása dinamikus szimuláció segítségével

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:
Domokos Endre Gábor

Készült a Pannon Egyetem Vegyészmérnöki tudományok Doktori iskolája keretében

Témavezető: Dr. Kárpáti Árpád

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton % -ot ért el,

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: igen /nem

.....
(aláírás)

Bíráló neve:) igen /nem

.....
(aláírás)

***Bíráló neve:) igen /nem

.....
(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján% - ot ért el

Veszprém,

.....
a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....
Az EDT elnöke

1. TARTALOM

1. Tartalom	4
2. Kivonatok	7
3. Köszönetnyilvánítás	9
4. Bevezetés	10
5. Elméleti rész	11
5.1. A számítógépes modellezés általános jellemzői	11
5.1.1. Előnyök	11
5.1.2. Hátrányok	12
5.2. A foszforeltávolítás elmélete	12
5.2.1. A foszforeltávolítás szükségessége	12
5.2.2. A biológiai többletfoszfor eltávolítás kezdetei	13
5.2.3. A foszfor-eltávolítást meghatározó tényezők	15
5.2.4. A foszforciklus	17
5.2.5. Foszforeltávolítás biokinetika	18
5.2.6. Főbb technológiák	21
5.2.7. A foszforeltávolítás vizsgálata modellezési szempontok szerint	24
5.3. A felhasznált modell	26
5.3.1. A matematikai-Kinetikai modellek kialakulása, fejlődése	26
5.3.2. Az IAWQ ASM N°2d modell	27
5.3.3. A modell informatikai megvalósítása	28
5.4. A számítógépes alkalmazások fejlődése 1990-től	31
5.5. A biokinetikai modellek összehasonlítása	34
5.5.1. Általános ismérvek	34
5.5.2. Az IAWQ ASM N°1 és N°3 modell	35
5.5.3. Az IAWQ ASM N°2 és N°2d modell	36
5.5.4. A modelleket bemutató mátrixok	37
6. Kísérleti rész	38
6.1. A felhasznált program leírása	38
6.1.1. Felhasználó adminisztráció	41
6.1.2. Séma szerkesztés	41
6.1.3. A szoftver fizikai és logikai felépítése	48
6.1.4. Optimalizálási lehetőségek	57
6.1.5. Ülepítő	59
6.1.6. Csőhálózat típusai	59
6.1.7. Befolyó szennyvíz minőségi és mennyiségi leírása	61
6.1.8. Gazdasági számítás almodul	61
6.2. Példa egy telep átalakításának vizsgálatára	62
6.2.1. A telepről	62
6.2.2. A tervezett változtatások	81
6.2.3. Javaslatok	88
6.3. Optimalizálási megoldás egy foszforvisszaoldódási gond kiküszöbölésére	89
6.3.1. Telep leírása	90
6.3.2. A telep vizsgálata	90
6.3.3. Az anomália megoldása	93
7. Összefoglalás	97
8. Irodalom	98

8.1. Hivatkozott irodalom	98
8.2. Felhasznált és ajánlott irodalom	105
9. Tézisek	116
10. Melléklet	123

Ábrajegyzék

1. ábra. <i>Cunninghamella elegans</i> mikroorganizmusban megfigyelhető poli-foszfát granulátumok ([35] Lima et al., 2003)	16
2. ábra. Biológiai többletfoszfór eltávolításra kialakított eleveniszapos szennyvíztisztító foszfátciklusa	17
3. ábra. A biológiai foszfóreltávolítás modelljei a tápanyag betárolásra és a foszfór metabolizmusára ([66] Wentzel és társai, 1991)	20
4. ábra. Foszfóreltávolítási technológiák	22
5. ábra. A tisztításhoz elégséges nitrifikáló-denitrifikáló medencetérfogat igény a hőmérséklet függvényében (100 000 lakosegyenértékű szennyvíztisztító terhelés esetén)	23
6. ábra. Mellék-iszapkörös biológiai többletfoszfór eltávolítás (Phostrip)	24
7. ábra. EASC eljárás a primer iszap hidrolízisének kialakítása a többletfoszfór eltávolítás javítására	26
8. ábra. Explicit Runge-Kutta és Implicit Euler módszer eredményeinek összehasonlítása	29
9. ábra. A szoftver által használt egyedi megoldási módszer szemléltetése	30
10. ábra. A szakértői rendszer kiszolgálói sémája	39
11. ábra. A Szakértői Rendszer főbb moduljai és azokon belül a legfontosabb tevékenységek.	40
12. ábra. A példa szennyvíztisztító működési sémája	46
13. ábra. A Szoftver működési folyamatábrája	50
14. ábra. Reakciószámítási almodul folyamatábrája	51
15. ábra. Rendszerszámítási almodul folyamatábrája	52
16. ábra. Fizikai rendszerterv	53
17. ábra. Logikai rendszerterv	54
18. ábra. Alapadatok rendszere	55
19. ábra. Johannesburg (JHB) eljárás technológiai sémája	58
20. ábra. Képernyőkép a Szoftver gazdasági számításti felülről	62
21. ábra. A szennyvíztisztító telep átnézeti ábrája	64
22. ábra. A telepre befolyó szennyvízmennyiségek évi átlaga.	65
23. ábra. A telepre befolyó víz havi átlaga 1996-ban	66
24. ábra. A telepre 1997.08.14-15-én befolyó szennyvíz mennyiségének változása	66
25. ábra. A telepen 1996-ban mért térfogatáramok napi átlaga.	67
26. ábra. A KOI változása a telepen nagy terhelés esetén	72
27. ábra. A KOI változása a telepen kis terhelés esetén	72
28. ábra. A NO_3 koncentráció változása a telepen nagy terhelés esetén	73
29. ábra. A NO_3 koncentráció változása a telepen kis terhelés esetén	73
30. ábra. Az $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentráció változása a telepen nagy terhelés esetén	74
31. ábra. Az $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentráció változása a telepen kis terhelés esetén	74
32. ábra. Az ΣP koncentráció változása a telepen nagy terhelés esetén	75
33. ábra. Az ΣP koncentráció változása a telepen kis terhelés esetén	75
34. ábra. A szennyvíztelepre befolyó víz összetétele	76
35. ábra. A telepre befolyó átlagos terhelés egy nyári napon.	77
36. ábra. Kis terheléssel üzemelő – tápanyaghiányos – és friss tápanyag-rátáplálás utáni eleveniszap respirációs görbéje.	80
37. ábra. A szennyvíztisztító telep iszapjának 30 perces ülepedési görbéje.	81
38. ábra. A telep tervezett átalakítása	81
39. ábra. A telep elfolyó vize 20°C-on ($\text{NH}_4\text{-N}$)	84
40. ábra. A telep elfolyó vize 20°C-on ($\text{NO}_3\text{-N}$)	84
41. ábra. A telep elfolyó vize 20°C-on (PO_4)	85
42. ábra. A telep elfolyó vize 20°C-on (HCO_3)	85
43. ábra. A telep elfolyó vize 10°C-on ($\text{NH}_4\text{-N}$)	86

44. ábra A telep elfolyó vize 10°C-on (NO_3)	86
45. ábra A telep elfolyó vize 10°C-on (PO_4)	87
46. ábra A telep elfolyó vize 10°C-on (Kémhatás)	87
47. ábra A telep szimulációjához használt minőségi adatok	88
48. ábra A szennyvíztisztító javasolt átalakítása	89
49. ábra A vizsgált szennyvíztisztító telep technológiai ábrája.	90
50. ábra A szimulációs program futtatására használt egyszerűsített technológia.	92
51. ábra Az elfolyó szennyvíz foszforkoncentrációja a szimulációs program számításai szerint.	92
52. ábra A befolyó szennyvíz térfogatáramának átlagos értékei.	93
53. ábra Foszforvisszaoldódási rendellenesség a 3. napon	94
54. ábra A rendellenességet előidéző térfogatáram csökkenés (2. nap 1000-1400. perc).	95
55. ábra A módosított szennyvíztisztító elfolyó vizének foszfor-koncentrációja a szimulációs program számításai szerint	95
56. ábra A módosított szennyvíztisztító elfolyó vizének foszfor-koncentrációja a rendellenesség bekövetkeztekor a szimulációs program számításai szerint.	96

2. KIVONATOK

Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek optimalizálása dinamikus szimuláció segítségével

A Ph.D. tevékenység célja megvizsgálni, mi módon lehet felhasználni a modern számítástechnika nyújtotta lehetőségeket a szennyvíztisztító telepek optimalizálásában. A kutatás során elkészült egy összetett szoftvercsomag, amely képes gazdasági számítások elvégzésére is. A teljes rendszerfejlesztés a szerző vezetésében és szakmai irányításával zajlik.

Az értekezés áttekinti a biológiai többlet-foszfóreltávolítás problémáit, bemutatva tudományos hátterét, a meghatározó tényezőket, a biokinetikai folyamatokat, a főbb technológiai lehetőségeket és a folyamat modellezésének a fejlődését. A disszertáció több példát is bemutat a szoftver gyakorlati életben való alkalmazására és anyaga már jelenleg is oktatási segédanyagként van használatban mind a felsőoktatásban, mind számos szennyvíztisztító telep belső továbbképzésében.

Optimization of the activated sludge wastewater treatment process using dynamic simulation

The goal of the Ph.D. activity is to investigate the application of modern computational tools in the optimization of wastewater treatment plants. During the research a complex software package has been developed which is able to execute financial computations. The whole software development has been under the leadership of the author.

The Ph.D. thesis overviews the difficulties of biological excess phosphorus removal, introducing the scientific background and highlighting the most frequent problems. The factors influencing phosphorus removal, biokinetics, main technological solutions and modelling tools are specified in detail. The thesis gives several examples for the application of the software in real life and is already used as an educational material in the higher education and in the education of wastewater treatment plant operators.

Die Optimierung der biologischen Abwasseraufbereitungssysteme durch dynamische Simulation

Das Ziel dieser Ph. D. - Arbeit ist die Möglichkeiten zu untersuchen, welchergestalt könnte man die moderne Computertechnik zur Optimierung der Lagerstätten von Abwasseraufbereitung verwendet werden. Im Folge meiner Forschungsarbeit wurde ein komplexes Softverpaket herausgearbeitet, das auch für Vollbringen von wirtschaftlichen Kalkulationen geeignet ist. Die vollständige Systementwicklung kann unter der Koordination und fachlicher Leitung des Autors durchgeführt werden.

Diese Dissertation befasst sich mit den Problemen der biologischen Mehrphosphorelimination, dargestellt durch die wissenschaftlichen Hintergründe, durch die bestimmenden (determinierenden) Faktoren, durch die biokinetischen Abläufe, durch die wichtigsten technologischen Möglichkeiten und durch die Entwicklung der Modellierung des Prozesses. Die Dissertation zeigt auch mehrere Beispiele für die Anwendung dieses Softvers in der Praxis, und deren Substanz wird schon zurzeit als Hilfsmittel im Hochschulwesen und auch in der inneren Weiterbildung von zahlreichen Abwasseraufbereitungs-Lagerstätten angewendet.

3. KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

A szerző szeretné megköszönni a segítséget mindazoknak, akik nélkül e disszertáció nem készülhetett volna el:

Pannon Egyetemnek és oktatógárdájának, hogy e nehéz időkben is biztos háttérrel és támogatást nyújtott tanulmányaimhoz, kutatásaimhoz és kísérleteimhez.

Rédey Ákos professzor úrnak, akinek mindig volt egy biztató szava, egy jótanácsa hozzám.

Kárpáti Árpád tanár úrnak, aki bevezetett a szennyvíztisztítás és modellezés világába, és akihez bármikor fordulhattam szakmai kérdésekben.

Hencz Lászlónak és csapatának, akik professzionális segítséget nyújtottak bármilyen informatikai kérdésben.

A szoftver kifejlesztéséhez anyagi segítséget nyújtottak:



4. BEVEZETÉS

A számítástechnika fejlődése napjainkra lehetővé tette olyan bonyolult rendszerek modellezését, melyek hagyományos, papír alapú számításokkal vagy a korai elektronikus módszerekkel még nem voltak lehetségesek. A számítógép alkalmazása természetesen önmagában nem jelenti az összes felmerülő probléma megoldhatóságát, de bizonyos esetekben nagy könnyebbséget és gyorsabb eredményt jelenthet a számítások és a kiértékelések meggyorsításával. Mielőtt egy kérdés megoldásának számítógépes megvalósításába kezdünk, mindig mérlegelnünk kell az ebből származó gazdasági, technikai előnyöket és hátrányokat, hogy eldönthessük a várható eredmény megéri-e majd a befektetett munkát.

Általában elmondható, hogy a modellezéssel az emberiség egy régi vágya látszik megvalósulni. Mindig izgatta a tudósokat a jövő végtelen variációinak felderítése, és a múlt hibáinak kivédhetősége, azaz a „Mi volna, ha ...?” és a „Mi lett volna, ha ...?” kezdetű kérdések megválaszolása.

Mindazonáltal minden modell lehetőségei végesek, mindig meg kell húzni azt a határt, mely a modell által vizsgált és szimulált jelenségek, és a környezet figyelembe nem vett egyéb tényezői között húzódik. Ennek a képzeletbeli vonalnak az elhelyezkedése nagyban befolyásolja az elkészíteni kívánt modell pontosságát és felhasználhatóságát különösen a részletkérdések szimulációs vizsgálatánál és az azokra adott válaszok kiértékelésénél.

A doktori disszertáció az eleveniszapos szennyvíztisztításban alkalmazott modellek – kiemelten az International Association on Water Quality (IAWQ) ASM N^o2d modellt (későbbiekben: ASM2) – kialakulásának történetét, a foszforeltávolítás legújabb eredményeit foglalja össze, és az előzőek felhasználásával készült számítógépes program felépítésén és két gyakorlati alkalmazáson keresztül mutatja be a tudományos kutatómunka hasznosítását.

5. ELMÉLETI RÉSZ

A Ph.D kutatás keretében a Veszprémi Egyetem Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszékén a szerző szakmai vezetésével került kidolgozásra a kísérleti rész alapját képező „Szennyvíztisztító szakértői rendszer” elnevezésű szoftver (későbbiekben: „Rendszer”), melynek elsődleges feladata – a szennyvíztisztító üzemek beruházási és üzemeltetési feladatait hatékonyan támogató – dinamikus modellezésen alapuló, komplex kiértékelő-elemző rendszer megalkotása. Mindezen lehetőségek az önkormányzatoknak és más szervezeteknek (például üzemeltető cégek, környezetvédelmi hatóság) nyújthatnak segítséget. A disszertáció elméleti része a szoftver kinetikai-matematikai hátterét és kiemelten a foszforeltávolítás modellezését valamint annak tudományos hátterét mutatja be.

5.1. A SZÁMÍTÓGÉPES MODELLEZÉS ÁLTALÁNOS JELLEMZŐI

Mind a számítógépes, mind a hagyományos – pl. szélcsatornás vizsgálatok – modellezés esetén a valóság egy leegyszerűsített változatát használjuk arra, hogy jobban megértsük az adott folyamatot megvizsgálva annak dinamikáját, amiből következtetni lehet a később bekövetkező eseményekre. A modellezésnek több előnyös tulajdonsága de sajnos néhány buktatója is van.

5.1.1. ELŐNYÖK

Költségkímélés: Egy számítógépes szimulációval modellezni a szennyvíztisztító egy kritikus helyzetét lényegesen olcsóbb és egyszerűbb dolog, mint egy kísérleti vagy egy üzemi reaktorban előidézni azt. A számítógépes modell elkészülte után egy-egy kísérlet akárhányszor lefuttatható, különösebb költségráfordítás nélkül.

Gyorsaság: Ha egy napnyi folyamatot akarunk elemezni, akkor a valóságban egy 24 órás mérést kell végezni, míg egy átlagos számítógép ezt néhány perc alatt kiszámolja.

Különleges helyzetek vizsgálata: Különösebb nehézségek nélkül szimulálhatók a valóságban ritkán előforduló, különleges helyzetek. Például, egy szennyvíztisztítót üzemeltető szervezet meg tudja állapítani azt, hogy egy hozzá kapcsolódni kívánó üzem

milyen hatással lesz a telepe működésére. Így előre meg tudja határozni, hogy szükséges-e a telep fejlesztése, illetve milyen mértékű fejlesztése szükséges.

Oktatási célokra is jól használható: A programot bármikor meg lehet állítani, hogy egy adott helyzet kielemezhető legyen, illetve bármikor vissza is lehet lépni egy korábbi állapotra és onnan más paraméterekkel folytatni a szimulációt, ami az életben nem lehetséges. Így könnyebben választ kaphatunk a „Mi lett volna, ha ...?” kezdetű kérdésekre.

5.1.2. HÁTRÁNYOK

Kisebbségi pontosság: Egy modell soha nem tudja teljesen lefedni a valóságot, mivel ehhez gyakorlatilag a folyamatban résztvevő összes alkotóelem pontos ismerete szükséges lenne, ami már csak a Heisenberg-féle határozatlansági reláció miatt sem lehetséges.

Nagyobb szaktudást igényel: A program pontossága nagyban függ a paraméterek pontos beállításától, ami minden tisztítóra más és más lehet. Ezek beállítását csak a mikrobiológiát és a kémiát jól ismerő szakember tudja pontosan elvégezni. Ilyen szakemberekkel jellemzően nem rendelkeznek a szennyvíztisztító telepek.

5.2. A FOSZFORELTÁVOLÍTÁS ELMÉLETE

A következőkben bemutatásra kerül a foszforeltávolítás jelenleg elfogadott elmélete. Mivel jelen disszertáció témája a biológiai többletfoszfor-eltávolítás számítógépes modellezése, ezért a fizikai-kémiai úton történő foszforeltávolítással csak érintőlegesen foglalkozik mind az elméleti, mind a kísérleti rész.

5.2.1. A FOSZFORELTÁVOLÍTÁS SZÜKSÉGESSÉGE

A települési szennyvizek biológiai tisztítását végző eleveniszapos telepeket, melyeket gyakorlatilag az elmúlt század első évtizedeiben fejlesztettek ki, a század közepéig csak a biológiai oxigénfelvételt, s így a befogadók oxigén túlterhelését okozó szerves anyagok eltávolítására tervezték. A szennyvíztisztító telepeken el nem távolított nitrogén és foszformennyiség a természetes befogadókba, élővizekbe kerülve,

felboríthatja azok ökológiai egyensúlyát és igen sok esetben a befogadók eutrofizációjához vezet, ami jellemzően a cianobaktérium (kék-zöld alga) elszaporodása formájában jelenik meg. Ennek megfelelően a szerves anyag szennyvizekből történő eltávolítása mellett a modern szennyvíztisztítás egyik legfontosabb feladata napjainkban a szerves tápanyagok – elsősorban a nitrogén és a foszfor – sokkal hatékonyabb eltávolítása.

A nitrogén vegyületeivel szemben – melyek gáz formában is eltávolíthatók a vízből - a foszfor a szennyvizekből csak szilárd formában – leválasztással (ülepítés, szűrés, membránszeparáció, stb.) – távolítható el. Ennek két módja – illetve ezek kombinációja – terjedt el: a foszfor

- szerves anyagból keletkező biomaszába történő beépítésével, immobilizációjával,
- vegyszerrel történő kicsapásával.

A hagyományosan üzemeltetett szennyvíztisztítóknál, melyeknél csak a szerves anyag eltávolítása, esetlegesen a többlet ammónium, majd a nitrát eltávolítása a cél, a nyers települési szennyvízzel átlagosan érkező 7-12 mg/l foszfornak átlagosan csak a 30-40%-a távolítható el az előülepítés úgynevezett primer, valamint az oldott és finom lebegő szerves anyagból keletkező szekunder iszap révén ([42] Nesbitt, 1969; [25] Jardin, 1995). Az első vizsgálatok eredményei is csak 10 mg/l foszfát koncentráció alatt látták csökkenthetőek számottevő mértékben az élővizekben az eutrofizációval ([11] Dryden és Stern, 1968). Mára már általánosan elfogadottá vált, hogy a befogadókban, élővizekben az erőteljes alga elszaporodás elkerülhető legyen, 90% fölötti hatékonyságot kellene biztosítani a foszfor eltávolításánál ([50] Schaak és társai, 1985). Ez azt jelenti, hogy a szennyvíztisztító elfolyó vizében csak 0,5-1,0 mg/l foszfor koncentráció lenne megengedhető.

5.2.2. A BIOLÓGIAI TÖBBLETFOSZFOR ELTÁVOLÍTÁS KEZDETEI

A biológiai többletfoszfor eltávolítás az eleveniszapos rendszereknél végül is az aerob foszforfelvétel és anaerob leadás pontosítását követően vált tisztázott biokémiai lehetőséggé ([34] Levin és Shapiro, 1965). Az ő kísérleti munkájuk vezetett egy olyan

eleveniszapos tisztítási mód kidolgozásához, amelyből később a "Phostrip" technológia kifejlődhetett.

1967-ben a San Antonio-i (Texas) eleveniszapos szennyvíztisztító telepen igen jó foszforeltávolítási hatékonyság alakult ki ([63] Vacker és társai, 1967). A tisztítandó szennyvíz folyadékáramának ingadozása, az oxigén alacsony koncentrációja a nyers szennyvíz és a recirkuláltatott szennyvíziszap keveredési zónájában, nagy foszfortartalmú iszap recirkuláltatása ebbe a szakaszba, majd a további rész jó nitrifikációja és oxikus iszapstabilizációja mellett kitűnő foszfor-eltávolítási hatások alakult ki. Hasonló jelenséget ebben az időszakban az Egyesült Államok (USA) más szennyvíztisztító telepein is tapasztaltak ([68] Yall és társai, 1970; [37] Milbury és társai, 1971; [18] Garber, 1972)

A múlt század 70-es éveinek az elején a többletfoszfor eltávolítás alapelveinek tisztázására intenzív kutatások kezdődtek, különösen Dél-Afrikában. Barnard ([3], 1974) vizsgálatai alapján vált egyértelművé, hogy a nagy terhelésű tisztítókon túl az ilyen típusú kis terhelésű egységeknél is fokozott foszfor-eltávolítás érhető el a technológia megfelelő módosításával. Az ő nevéhez fűződik a szimultán nitrogén és foszfor eltávolításra alkalmas eleveniszapos szennyvíztisztítási technológia, az úgynevezett "Bardenpho" eljárás kidolgozása.

Fuhs és Chen ([17], 1975) alapvető mikrobiológiai vizsgálatai során izolálták először az *Acinetobacter* mikroorganizmus fajokat a foszfát akkumulációra képes iszapokban. Ettől az időtől kezdődően elsősorban ennek a baktériumfajnak tulajdonították a megnövelt biológiai foszfor-eltávolítási képességét. Ezek a fajok azonban mint később kiderült, nem különösebben felelősek az üzemi szennyvíztisztítóknál a foszfor eltávolításáért. A poli-foszfát granulumok kimutatása az eleveniszap sejteinek belsejében ugyanis hamarosan lehetségessé vált az elektronmikroszkóp, a festési technika és egyéb fizikai-kémiai módszerek fejlődésével ([5] Buchan, 1983).

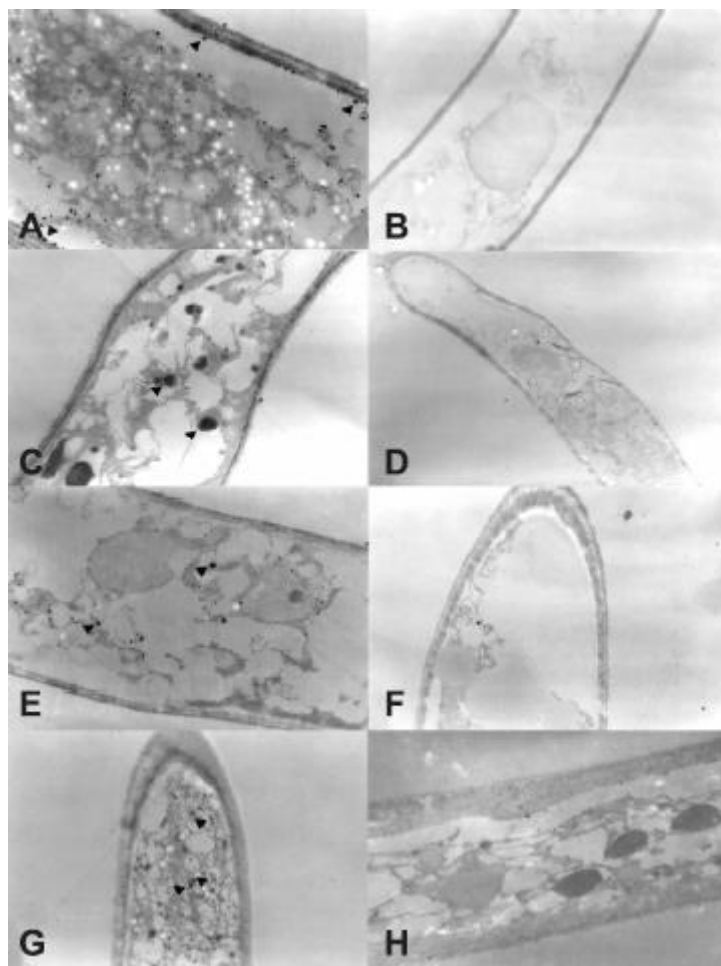
Egyértelművé vált a kondenzált foszfát mennyiségének növekedése a sejt belsejében az aerob ciklusban, illetőleg annak csökkenése az anaerob körülmények között. Egyes kutatócsoportok az intracelluláris foszfát vegyületek kémiai analízisét is megoldották ([40] Mino és társai, 1984; [1] Arvin, 1985). Módszereik alkalmazásával a foszfor leadás

és felvétel az eleveniszapban különböző környezeti körülmények között is vizsgálhatóvá vált. Többféle foszfát vegyületet is azonosítottak a többletfoszfát akkumuláló eleveniszap sejtjeiben ([16] Florentz és társai, 1984). Napjainkra egyértelművé vált, hogy a többletfoszfór eltávolításáért az eleveniszap specifikus baktériumai felelősek, de elsősorban a körülményektől függ, melyik csoport tevékenysége a meghatározó abban.

5.2.3. A FOSZFOR-ELTÁVOLÍTÁST MEGHATÁROZÓ TÉNYEZŐK

Összefoglalva a jelenlegi tudományos téziseket a biológiai többletfoszfór-eltávolítás folyamatát a következő folyamatok és tényezők befolyásolják:

1. A foszfor a szennyvízben döntő mennyiségében oldott szerves foszfátként (orto-foszfátként, PO_4^{3-}), és szerves kötésben lévő foszfátként van jelen.
2. Mivel poli-foszfátot és a többi kondenzált foszfát vegyületeket az exoenzimek általában igen gyorsan hidrolizálják, jelentős hatékonyságnövelés érhető el, ha a levegőztető medencében a foszfor döntő része oldott foszfátként van jelen.
3. Elméletileg a mikroorganizmusok aerob szaporodásához a C:N:P arány 100:014:003 körül optimális. A kommunális szennyvízben annak előüleptítését követően a fenti három tápanyag aránya közelítőleg 60:012:003, azaz a foszfortartalma mintegy 40 %-kal meghaladja a normális növekedéshez szükséges arányt ([53] Schönborn, 1986).
4. Az anaerob foszfát leadást, mely az iszap jelentős aerob foszfátfelvételének az előkövetelménye, mind az oxigén mind a nitrát jelenléte gátolja. Az iszap foszfát felvételi tulajdonságait a szennyvíz átlagos foszfáttartalma is befolyásolja. A csak nitrifikáló eleveniszapos rendszerekben igen nagy poli-foszfát granulumokat tartalmazó baktériumokat lehet megfigyelni (1. ábra „A;C;E;G” kép). Ezzel szemben a nitrifikálás mellett denitrifikálni is képes rendszerekben kevésbé domináns ez a foszfát betárolás, így csak kevés poli-foszfát granulum látható a baktériumokban (1. ábra „B;D;F;H” kép).



1. ÁBRA. CUNNINGHAMELLA ELEGANS MIKROORGANIZMUSBAN MEGFIGYELHETŐ POLI-FOSZFÁT GRANULÁTUMOK ([35] LIMA ET AL., 2003)

Eltelt napok száma	Nagyítás	Foszfor gazdag tápoldatban növekedés	Alacsony foszfortartalmú tápoldatban növekedés
3	20 000X	1. ábra „A” kép	1. ábra „B” kép
6	27 000X	1. ábra „C” kép	1. ábra „D” kép
9	20 000X	1. ábra „E” kép	1. ábra „F” kép
12	14 000X	1. ábra „G” kép	1. ábra „H” kép

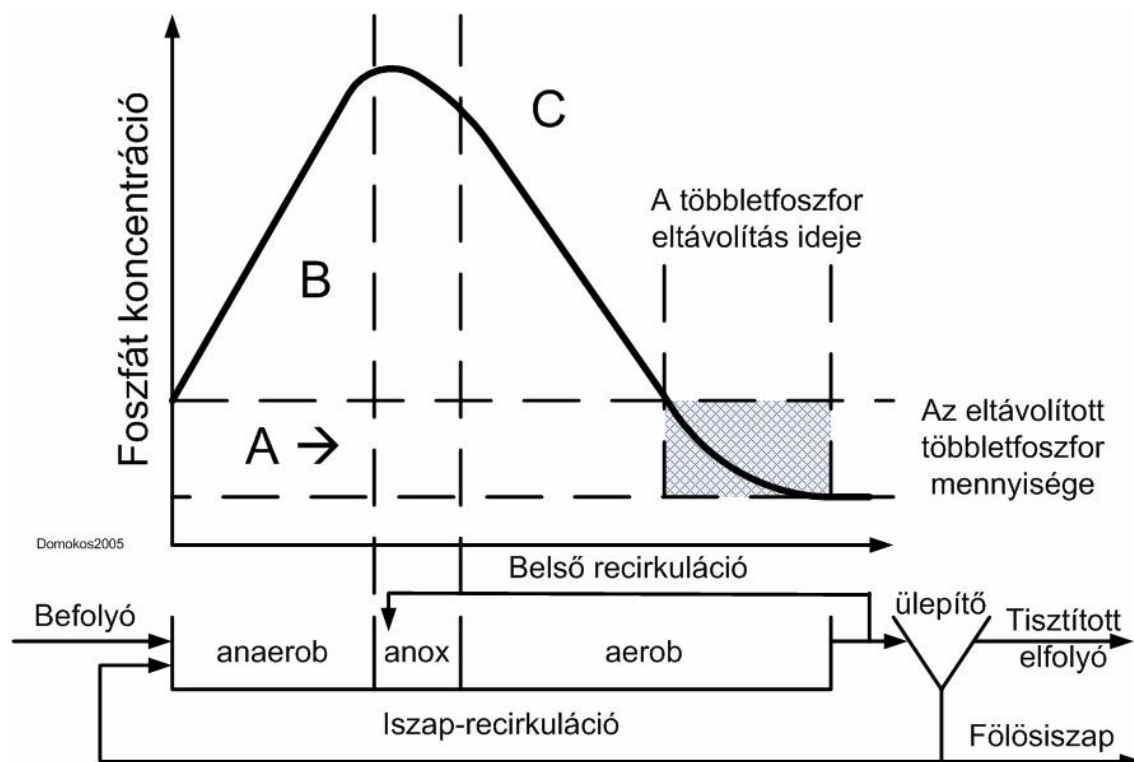
5. Az anaerob térben esetleg jelenlévő nitrát gátolja azokat a folyamatokat, amelyek a foszfor leadását és ezzel egyidejűleg az energiatartalékokat biztosító szerves tápanyag szintézisét biztosítják ([20] Hascoet és Florentz, 1985). Vizsgálatok szerint a nitrogén-monoxid, amely a nitrát redukció közti terméke, szintén erősen gátló hatású a foszfát leadásra az eleven iszapoknál ([29] Kortstee és társai, 1994). Mivel az anaerob ciklusban betárolt tápanyag mennyisége

meghatározó a következő, aerob ciklus foszfát-felvételére és polifoszfát betárolására, ilyenkor az aerob foszfor eltávolítás is csökken.

Ezeknek a fő szempontoknak a figyelembevételével kialakított technológiák iszapjában a hagyományos – szerves anyag eltávolító és nitrifikáló/denitrifikáló – rendszerek jellemzően a biomasszára vonatkoztatott 2-2,5%-os foszfortartalmával szemben akár 5%-ot is elérheti, így a tisztított szennyvíz foszfortartalma a kívánatos 1 mg/l alá is csökkenhet.

5.2.4. A FOSZFORCIKLUS

Mint azt a 5.2.2 és 5.2.3 fejezetekben kifejtésre kerül, a mikroorganizmusok megnövelt foszfor felvételéhez elengedhetetlen, hogy azok anaerob körülmények között tartózkodjanak az aerob körülmények közé kerülésük előtt ([17] Fuch és Chen, 1975; [43] Nichols és Osborn, 1979; [48] Rensink és társai, 1986).



2. ÁBRA. BIOLÓGIAI TÖBBLETFOSZFOR ELTÁVOLÍTÁSRA KIALAKÍTOTT ELEVENISZAPOS SZENNYVÍZTISZTÍTÓ FOSZFÁTCIKLUSA

A vizsgálatok alapján anaerob körülmények között a levegőztetés során a poli-foszfát alakult foszfor egy része depolimerizálódik és mint foszfát, oldatba kerül (2. ábra). A többletfoszfor eltávolítás abból adódik, hogy – megfelelő kialakítás esetén – aerob körülmények között az iszap több foszfátot vesz fel, mint amennyit az anaerob fázisban lead, a foszfor a keletkező szennyvíziszapban koncentrálnak, s így a többletfoszfor a szennyvíziszappal eltávolítható. Az anoxikus szakaszban a foszfát felvétele rendszerint kisebb sebességű, mint az aerobban. A tisztított elfolyó vízben végül a foszfor koncentrációja alacsonyabb lesz, mint a befolyó vízben, mivel a végső aerob szakaszban intenzív foszfát újrafelvételre kerül sor.

5.2.5. FOSZFORELTÁVOLÍTÁS BIOKINETIKA

Laboratóriumi, fél-üzemi és üzemi vizsgálatok alapján a baktériumok foszfát leadási és felvételi metabolizmusára számos modellt dolgoztak ki az elmúlt évtizedekben ([7] Comeau és társai, 1986; [39] Mino és társai, 1987, [66] Wentzel és társai, 1991; [41] Mino és társai, 1994) Jelen tudásunk szerint a folyamat a 3. ábra szerint zajlik. E rendszer a következőképpen épül fel:

3. ábra „a” rész: Az endogén tápanyag hasznosításával a sejt gyorsan alkalmazkodik az aerob környezethez megindítva oxigénfelvételét és növekedését. A baktériumok nagy energiaforrás-igényét az anaerob szakaszban betárolt tápanyag és a környezetükből felvehető könnyen bontható szerves anyag biztosítja. A belső és külső tápanyag oxidációjával biztosítja ehhez a szükséges energiát (ATP). Ekkor történik a foszfát felvétele és poli-foszfátként történő betárolása, valamint a poli-glükóz (glikogén) szintézise is. (Az anoxikus térben a foszfor felvétel az aerob folyamatokéhoz hasonlóan megtörténhet, ha az iszapban megtalálhatók a megfelelő metabolizmussal rendelkező baktériumok.)

3. ábra „b” rész: A fakultatív anaerob baktériumok fermentációja döntően rövid szénláncú szerves savakat, ecetsavat és propion-savat termel, melyeket a poli-P baktériumok azután felvesznek, és tartalék-tápanyaggá – poli-hidroxi-butiráttá (PHB) – polimerizálnak. Az utóbbi szintéziséhez szükséges energiát a levegőztetett ciklusban előzetesen betárolt poli-foszfát depolimerizációja biztosítja. Egyidejűleg a sejtfalon

keresztül az orto-foszfát ismételt a folyadékfázisba kerül. A poli-foszfát ugyanakkor valószínűleg energiaforrást jelent a sejtek anaerob körülmények közötti túlélése érdekében is.

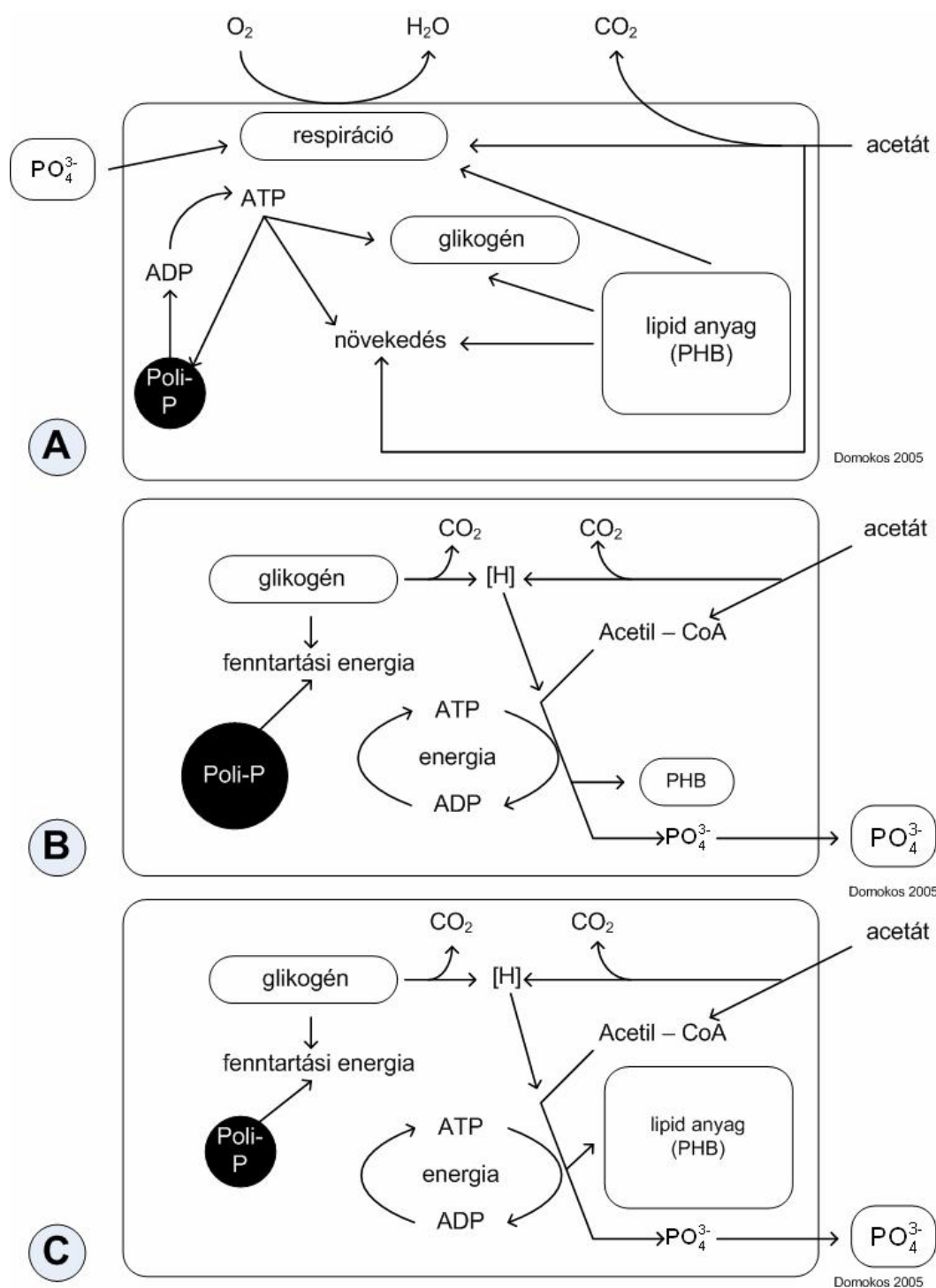
Az obligát aerob poli-P baktériumok anaerob tápanyag betárolása eredményeként azok az aerob térben helyzeti előnybe kerülnek más obligát aerob mikroorganizmusokkal szemben, melyek kizárólagosan a külső tápanyag hasznosítására szorítkoznak aerob szaporodásuk során. Feltehetően ez a metabolizmus eltérés eredményezi, hogy a poli-P baktériumok az alternáló anaerob-aerob rendszerekben nagyobb részarányban szaporodhatnak el.

Napjainkig nem sikerült egyértelműen bizonyítani, hogy a kommunális szennyvíztisztító telepeken bármely egyedi poli-P baktériumfajta domináns lenne a biológiai többletfoszfór eltávolításban. Az igen nagy számú vizsgálat ellenére sem tisztázott, melyik poli-P baktériumcsoport szerepe a meghatározó a foszforfelvétel javításában.

Nem tisztázott, hogy – ha egyáltalán van ilyen – melyik baktériumfajta a domináns a kommunális szennyvíztisztító telepeken. A hagyományos elválasztási technikák alapján az *Acinetobacter* fajok a meghatározók a többletfoszfór eltávolításánál ([17] Fuch és Chen, 1975; [9] Deinema, 1980; [36] Lötter és Murphy, 1985, [67] Wentzel és társai, 1986; [57] Stephenson, 1987). Ezért lettek e csoport tagjai a foszfát metabolizmussal kapcsolatos vizsgálatok szereplői ([29] Kortstee és társai, 1994). Wentzel és társai ([67] 1986, [66] 1991) máig legnépszerűbb foszfor eltávolítási modellje is elsődlegesen erre a baktériumcsoportra alapozott.

A 90' évek közepétől egyre gyakrabban figyeltek meg fonalasan szaporodó baktérium fajokat is. Ezek okozzák az iszap felhabzását és iszapréteg kialakulását a biológiai többletfoszfór eltávolítással, illetőleg a kémiai foszfor eltávolítással működő telepeken ([51] Schön, 1993). A fonalások leggyakoribb képviselője a *Mycrothrix parvicella*, de gyakoriak a *Nocardia* félék is. Ezen fonalas baktérium fajok gyakori elszaporodásának a pontos oka még nem ismeretes. Zsírok, esetleg tenzidek jelenléte kedvező a *Nocardia*

([33] Lemmer, 1985) és a *Mycrothrix* ([55] Slijkhuis, 1983) elszaporodásának.



3. ÁBRA. A BIOLÓGIAI FOSZFORELTÁVOLÍTÁS MODELLJEI A TÁPANYAG BETÁROLÁSRA ÉS A FOSZFOR METABOLIZMUSÁRA ([66] WENTZEL ÉS TÁRSAI, 1991)

- (a) – az anaerobból aerob szakaszba történő átmeneti állapot
- (b) – az aerobból anaerob szakaszba történő átmeneti állapot
- (c) – az anaerob szakaszhoz való alkalmazkodás utáni állapot

Biológiaiilag nagyon érdekes, hogy ezek a felhabzást okozó fajok egyidejűleg alkalmasak szerves tápanyag és poli-foszfát tárolására is ([51] Schön és társai, 1993). Így két fontos metabolikus tulajdonsággal is rendelkeznek, amely általánosan is jellemzi a poli-foszfát akkumuláló baktériumokat. Hogy ezek a baktériumok milyen mértékben vesznek részt a biológiai többletfoszfor eltávolításában a tisztító telepeken, jelenleg még tisztázatlan. A megfigyelések szerint, a A/O technológiával rendelkező telepeken ez a jelenség nem fordul elő, ami jelzi, hogy a fonalasodás okát inkább a denitrifikáció terén érdemes keresni.

5.2.6. FŐBB TECHNOLOGIÁK

Jelenleg számtalan technológiát alkalmaznak a foszforeltávolítás minél hatékonyabbá és biztonságossá tétele érdekében. Az anaerob környezet kialakításának igénye miatt, két fő irányba fejlődött tovább a technológia:

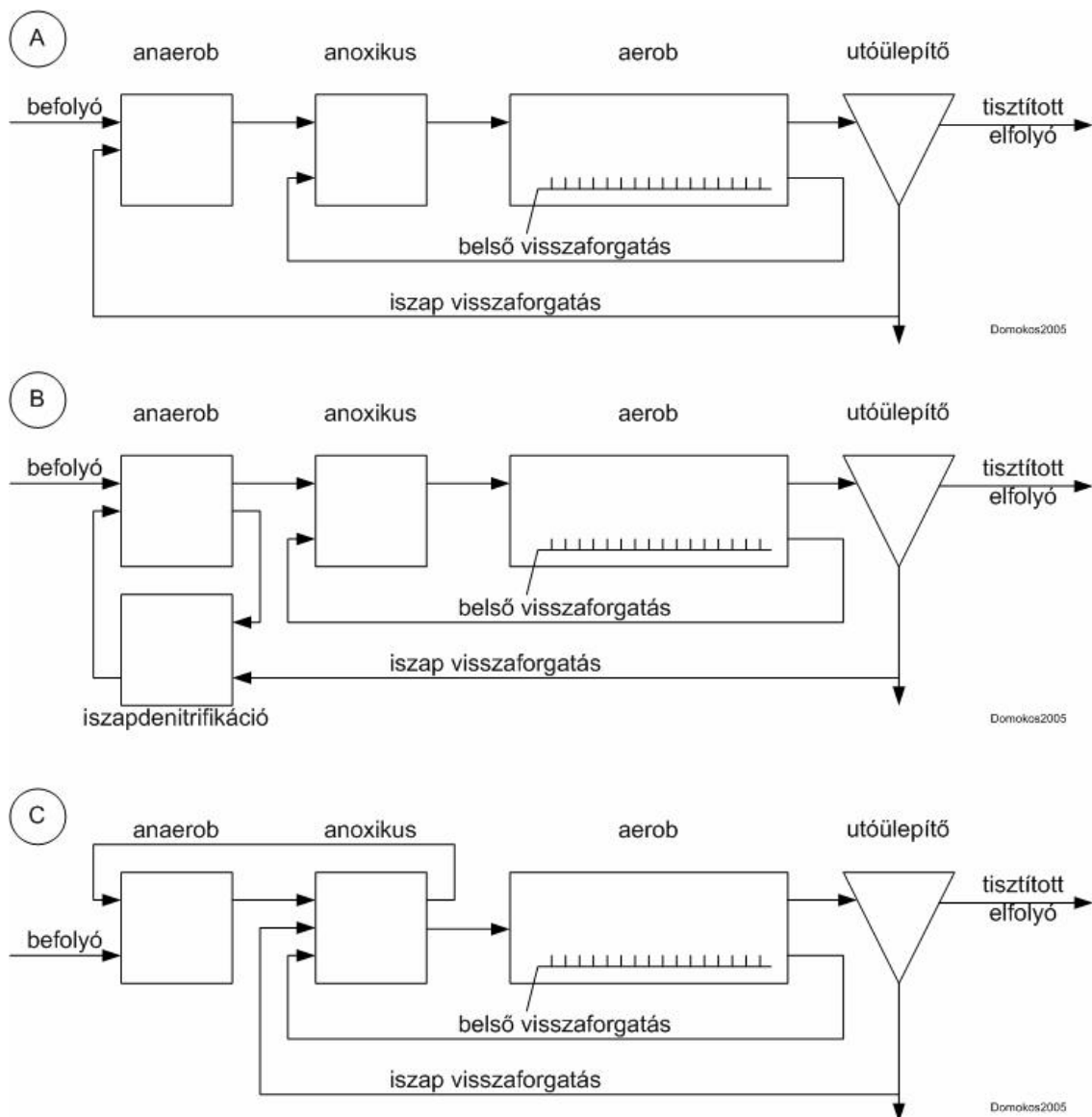
- főáramú többletfoszfor eltávolítás: az anaerob téren áthalad a teljes szennyvízmennyiség
- segéd iszapkörös eljárás: a biológiai többletfoszfor eltávolítás és a fizikai kémiai foszfor kicsapatás kombinációja, ahol az eleveniszap segítségével, de végső soron a mellék-áramú körben vegyszeres kicsapással kerül eltávolításra a többletfoszfor a vízből

Főáramkörös technológia

A biológiai többletfoszfor és nitrogén eltávolítást a meghatározó folyadékáramban biztosító technológia sémája látható a 4. ábra „a” részében. A technológia fő gondja az anaerob szakaszba – technológiai okokból – visszakerülő nitrát és oxigén. Ennek kiküszöbölésére számos alternatív megoldást alakítottak ki (4. ábra „b” és „c” részek; 6. ábra és 7. ábra).

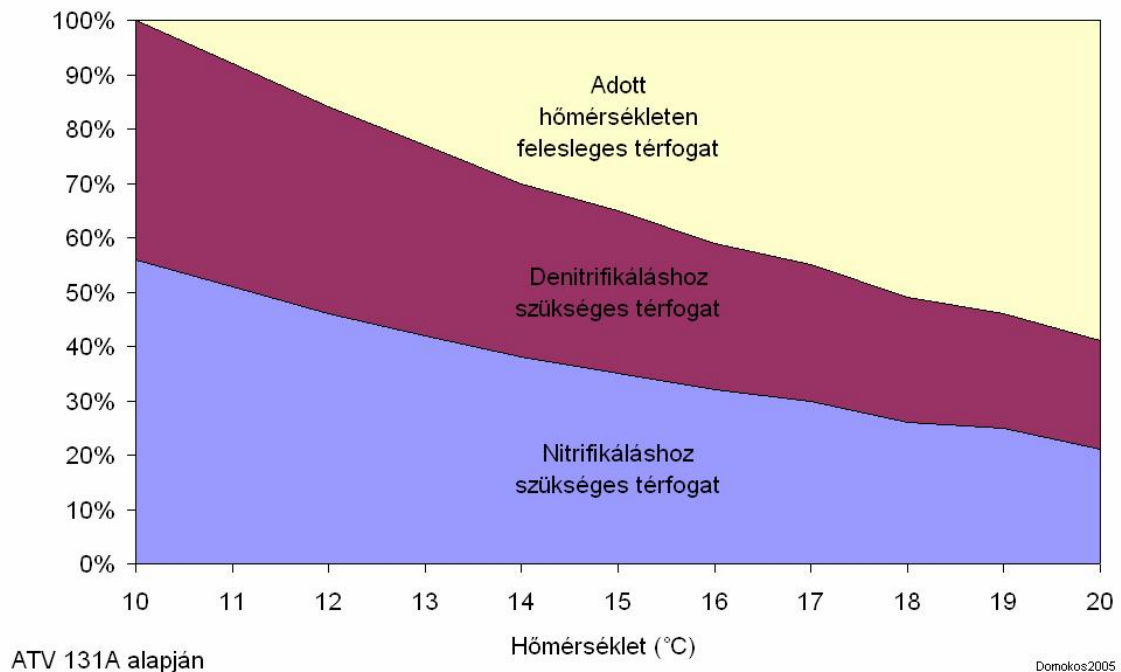
A tervezés során kulcskérdés az anaerob tér méreteinek behatárolására, amit nagyban befolyásol a várható szennyvízhőmérséklet. A biológiai többletfoszfor eltávolítás tervezésénél a 90' években az anaerob tér méreteinek meghatározására még jellemzően a hagyományos empirikus módszert használták ([2] ATV, 1994) megfigyelhető, hogy

azokon a területeken, ahol a téli vízhőmérséklet 10 °C körül alakul, a nyári hónapokban akár 70-80%-os kapacitásfelesleg is kialakulhat (5. ábra). Ennek elkerülésére jellemzően a téli hónapokra elégtelen reaktortérfogatot építettek és fizikai-kémiai foszforkicsapattal biztosítják az elfolyó víz minőségét. Erre a kérdésre hoztak részleges megoldást az eleveniszapos szennyvíztisztítás dinamikus szimulációs modelljei, mint például az ASM2 ([23] Henze és társai, 1995a). E modellek lehetőséget adnak a biológiai és fizikai-kémiai módszer arányának ideálshoz közeli szintjének megállapítására.



4. ábra. Foszforeltávolítási technológiák

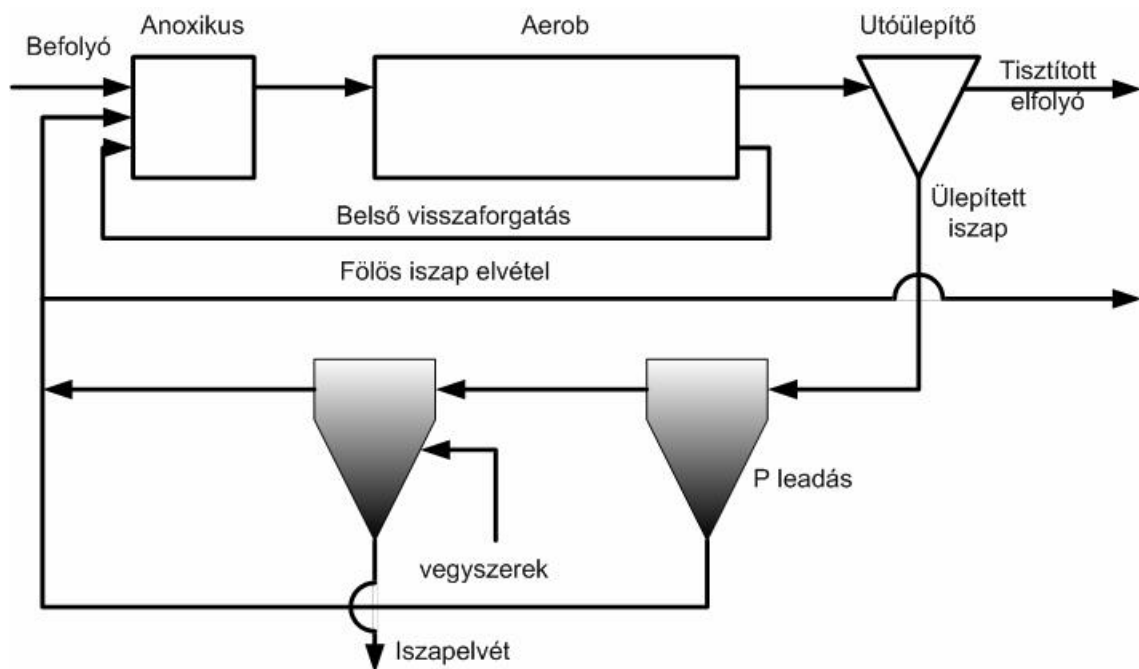
- (a) - főáramban történő biológiai többletfoszfor eltávolítás (Phoredox);
- (b) és (c) – különböző főáramban történő biológiai foszfor eltávolítási megoldások:
- (b) - ISAH eljárás, (c) - módosított UCT eljárás



5. ÁBRA. A TISZTÍTÁSHOZ ELÉGSÉGES NITRIFIKÁLÓ-DENITRIFIKÁLÓ MEDENCETÉRFOGAT IGÉNY A HŐMÉRSÉKLET FÜGGVÉNYÉBEN (100 000 LAKOSEGYENÉRTÉKŰ SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TERHELÉS ESETÉN)

Segédáramkörös technológia

A segédáramkörös biológiai többletfoszfor eltávolítás egyik típusának sematikus folyamatábráját a 6. ábra szemlélteti. Ezeknél a rendszereknél a cirkuláltatott iszapnak csak mintegy 20%-a kerül az anaerob reaktorba, a foszfát iszapból történő kivonása – „sztrippelés” – érdekében. A kevert iszap átlagos hidraulikus tartózkodási ideje a berendezésben 24 óráig is növelhető, így az iszap foszfortartalmának döntő részét képes leadni a folyadék fázisba. Lehetőség van az anaerob sztrippert ülepítő reaktorként üzemeltetni, így a mikroorganizmusok által leadott foszfát a túlfolyó vízzel a vegyszeres kicsapási lépcsőre kerül, míg a foszforszegény iszap az ülepítő fenekéről (zsomp) visszavezetésre kerül a főáram elejére.



6. ábra. Mellék-iszapkörös biológiai többletfoszfor eltávolítás (Phostrip)

A hagyományos sztrippelésen túl, amely a nyers szennyvíznek az anaerob térbe történő bevezetése nélkül történik, a korszerűbb technológiák kialakításánál a nyers szennyvíz egy részét az úgynevezett elősztripperbe vezetik be, hogy az iszap nitrát tartalmát csökkentsék, illetőleg gyorsítsák a jobb tápanyagellátással a foszfát leadását.

A főáramkörös megoldással összehasonlítva a mellékáramkörös biológiai többletfoszfor eltávolítás a tapasztalatok szerint állandóbb. Emiatt jobban tervezhető a rendszer és kisebb elfolyó víz foszfortartalmat biztosít. Ennek ára a lényegesen nagyobb beruházási és üzemeltetési költség.

5.2.7. A FOSZFORELTÁVOLÍTÁS VIZSGÁLATA MODELLEZÉSI SZEMPONTOK SZERINT

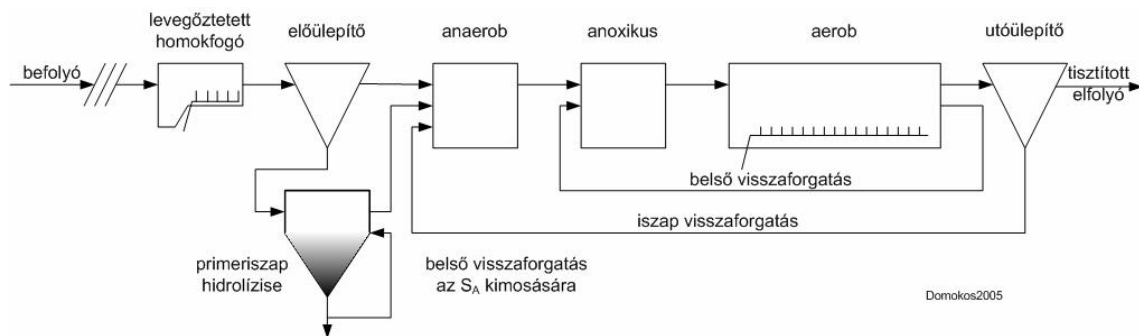
Mint fentebb olvasható volt, az aerob lépcsőben történő foszfor felvétel határfoka elsődlegesen a foszfort felhalmozó mikroorganizmusok számára az anaerob szakaszban hozzáférhető, könnyű tápanyagok mennyiségétől, koncentrációjától függ.

A biológiai többletfoszfor eltávolító eleveniszapos rendszerek biokinetikai modelljénél, pl. az ASM2 modellnél ([23] Henze és társai, 1995a), a befolyó nyers szennyvíz KOI-ét a következő frakciókra osztják:

- rövid szénláncú szerves savak (S_A)
- biológiailag könnyen bontható – fermentálható – oldott tápanyag (S_F)
- oldott inert tápanyag (S_I),
- biológiailag bontható lebegő tápanyag (X_S),
- inert lebegő szerves anyag (X_I).

A korábbi szimulációs modellekkel szemben ennél a modellnél a biológiailag bontható szerves tápanyagot láthatóan két további alcsoportra osztották, a könnyen fermentálható oldott anyagokra (S_F) és a rövid szénláncú szerves savakra (S_A). Az utóbbiak közvetlen felvételre kerülnek a foszfort felhalmozó mikroorganizmusok által, míg a könnyen bontható oldott tápanyagot a mikroorganizmusoknak az anaerob körülmények között ilyen tápanyaggá kell fermentálni. A biológiailag könnyen bontható oldott tápanyag mennyisége (S_F) respirációval könnyen meghatározható mind oxigén, mind nitrát elektron-akceptorként történő felhasználásával. A nitrát vagy oxigén- fogyasztás alapján a respiráció eredményéből ez a frakció közvetlenül számítható ([13] Ekema és társai, 1986; [30] Kristensen és társai, 1992; [27] Kapeller és Gujer, 1992; [24] Hulsbeek, 1995).

Az iszap tartózkodási ideje és hőmérséklete a reaktorban a hidrolízis/fermentáció hatékonyságát meghatározó paraméterek. A lebegő anyag tartózkodási ideje 20°C hőmérsékleten 1 nap fölött optimális, és alacsonyabb hőmérsékleten (10°C) 4 napos átlagos iszap-tartózkodási idő is szükségessé válhat. Ilyen nagy tartózkodási idő esetén az iszapréteg belső iszap-recirkulációja is mindenképpen szükséges az illó savak iszaprétegből történő megfelelő kimosása érdekében. Az EASC (Extended Anaerobic Sludge Contact) eljárásnál (lásd. 7. ábra) az anaerob teret ülepítő reaktorként alakították ki, melyben a nyers szennyvíz kiüledik és stagnál, a megfelelő hidrolízis és fermentáció elérése érdekében ([52] Schönberger, 1990).



7. ábra. EASC eljárás a primer iszap hidrolízisének kialakítása a többletfoszfor eltávolítás javítására

5.3. A FELHASZNÁLT MODELL

A világon számos modellt alkottak az eleveniszapos szennyvíztisztítók szimulálására. Közülük a legelterjedtebb az IAWQ modellsorozata, amely modellekre épül a disszertáció részeként készült számítógépes program is.

5.3.1. A MATEMATIKAI-KINETIKAI MODELLEK KIALAKULÁSA, FEJLŐDÉSE

Az elmúlt évtizedekben igen sok, az eleveniszapos szennyvíztisztítást leíró – különböző bonyolultságú – matematikai modell látott napvilágot. Ezek közül a legösszetettebbek lehetővé tették a szervesanyag-lebontás, a nitrifikáció-denitrifikáció, sőt a legújabbak a biológiai többletfoszfor eltávolítás folyamatainak leírását is. A modellek közül kezdetben – éppen a túlzott bonyolultság és a paraméterek nagy száma miatt – csak az egyszerűsített, „steady state” állapot leírására szolgálók terjedtek el a gyakorlatban.

Az International Water Association (IWA – régebben: IAWPRC) modellezéssel foglalkozó nemzetközi munkacsoportja 1987-ben tette közzé az addig elért eredményeket összefoglaló és felhasználó úgynevezett IAWQ ASM N^o1. modellt ([21] Henze et al, 1987.). Ez lehetővé tette a szervesanyag-lebontás valamint a nitrifikáció-denitrifikáció dinamikus szimulációját a különféle technológiai kialakítású eleveniszapos rendszerekben. Az elmúlt évtizedben számos felhasználói program jelent meg a piacon, amelyek a N^o1. modellen és annak kisebb mértékű továbbfejlesztésén alapultak (ASIM, AQUASIM, stb.).

Amióta a biológiai többletfoszfor felvétel jelenségét először leírták ([56] Srinath és társai 1959) történnek próbálkozások a folyamat mechanizmusának leírására. Különböző feltételezések láttak napvilágot, az újabbak felhasználták és pontosították a régieket. Napjainkban három jelentős matematikai és biokémiai leírást tartanak számon:

- Comeau/Wentzel modell ([7] Comeau és társai 1985; [67] Wentzel és társai 1986),
- Mino modell ([39] Mino és társai 1987),
- ASM3 ([19] Gujer és társai, 1994) valamint ASM2d modellt ([22] Henze et al., 1998.).

A korai modellek igen nagy számú komponenst és folyamatot tartalmaztak, így gyakorlati (üzemi) felhasználhatóságuk igen nehézkes volt. Ezt a tényt felismerve az IAWQ nemzetközi munkabizottsága azt a célt tűzte maga elé, hogy a rendszert a lehető legegyszerűbb, mégis megfelelően pontos formába hozza. Ez a munka vezetett 1998-ban az ASM2d modell megjelenéséhez ([22] Henze et al., 1998.). A továbbiakban e modellen keresztül kerül bemutatásra egy számítástechnikai feldolgozásra szánt biokinetikai eleveniszapos szennyvíztisztítási modell felépítése és működése.

1998 óta jelentős modell nem került publikálásra. Az elsődleges cél most a különleges helyzetek és az ipari tevékenységekből származó, jellemzően egy-két összetevőjében kiugróan magas értéket mutató szennyvizek modellezése. Ebbe a körbe tartozik például a szennyvíztisztítókat építő, illetve ahhoz gépészeti berendezéseket gyártó cégek egyedi termékeit leíró modelljeinek elkészítése.

5.3.2. AZ IAWQ ASM N^o2D MODELL

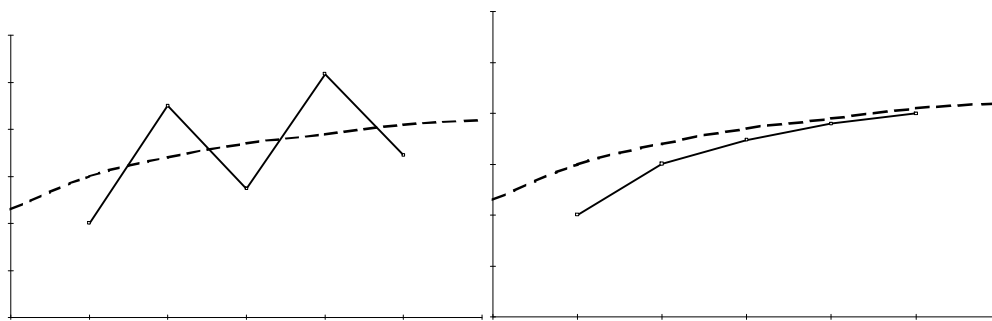
A N^o1 és N^o3 modellel összehasonlítva a N^o2 és N^o2d modellek legfőbb előnye a foszfor felhalmozó organizmusok (foszfor akkumláló organizmusok – PAO), tevékenységének szimulációja. Ezek az organizmusok képviselik az összes olyan mikroorganizmus fajt, amely képes sejttömegében foszfort tárolni polifoszfát formában. Működésük csak a cellán belüli komponensek, mint pl. a tárolt polifoszfát és poli-hidroxi-alkánok figyelembe vételével írható le, ami a strukturált biomasszát tartalmazó

modell kialakulását eredményezte. A N^o2d modell nem tesz különbséget az egyes mikroorganizmusok összetétele – szerkezete – között, hanem csak a biomassza átlagos tulajdonságait veszi figyelembe. Mivel valamennyi organizmusnak egyedi tulajdonságai vannak, összetételük tipikus mértékben fog eltérni a populációs átlagtól (például tartalmaznak vagy nem tartalmaznak tárolt termékeket). Ez igen jelentős, mivel a N^o2d modellben használt kinetikai kifejezések nem-lineárisak, így az átlagos viselkedés nem becsülhető közvetlenül az átlagos tulajdonságokból. A járulékos gondokat figyelembe véve a munkacsoport úgy döntött, hogy a N^o2d modellt osztott paraméteres modellként hozza létre a rendszer megfelelőbb leírása érdekében.

5.3.3. A MODELL INFORMATIKAI MEGVALÓSÍTÁSA

A modellben található differenciálegyenletek megoldásához többféle - számítógéppel is megvalósítható – módszer lett kipróbálva. Elsőként a számítástechnikában általánosan használt „explicit” Runge-Kutta módszer került kipróbálásra (8. ábra bal oldala), melynek előnye a nagy számítási sebesség, hátránya viszont – a tapasztalatok alapján – az instabilitás. Ez a módszer az időben lassan változó folyamatokra megfelelő lenne, de a szennyvíztisztítóban – elsősorban az oldott oxigén és a nitrát koncentrációjának változásakor – megfigyelhető, a differenciálegyenlet-rendszer egészéhez képest hirtelen változásokat nem tudja megfelelően követni, és a mérések szerint sokszor 200-300%-os eltérést is produkál a mért adatokhoz képest, ami végül a rendszer „elszállásához” azaz végtelenbe vagy „negatív koncentrációba” vezet.

Ezután matematikusokkal történt megbeszélést követően az „implicit” Euler módszerrel került kivitelezésre a szakértői rendszer. A módszer előnye, hogy a hirtelen változásokat is jól tudja követni, illetve nagy pontossággal képes a valós görbét közelíteni. Nagy hátránya viszont, hogy jelentősen lelassítja a számítás sebességét: azonos konfiguráción futtatva átlagosan 12,5-szeres számításiidő-növekedést volt megfigyelhető.



8. ÁBRA. EXPLICIT RUNGE-KUTTA ÉS IMPLICIT EULER MÓDSZER EREDMÉNYEINEK ÖSSZEHAISONLÍTÁSA

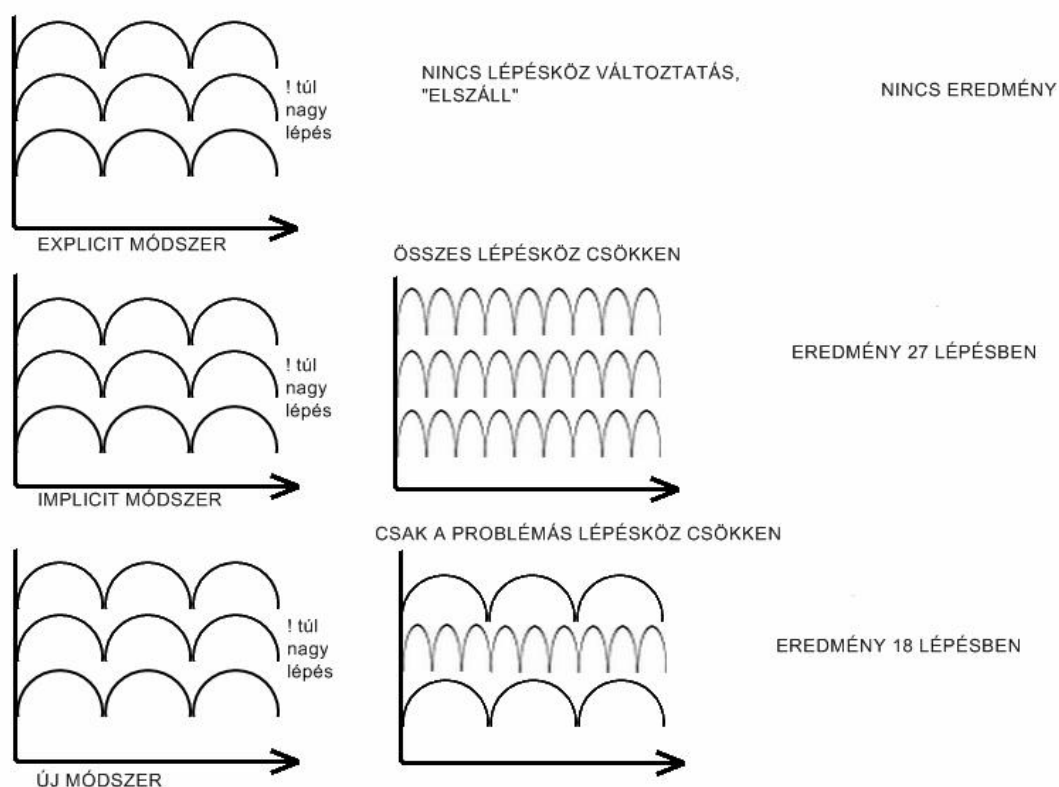
Egy egyedi buborékmódszert kombinálva az „implicit” Euler módszerrel a végleges program sebessége elérte a kezdeti „explicit” Euler módszer sebességét a pontosság feláldozása nélkül.

A módszer lényege, hogy az egyenleteknek mind egyedi lépésköze van és őket a hagyma rétegeihez hasonlóan egymásba ágyazzuk. Így a beljebb lévő „gyorsabb” egyenletek többször lefutnak, mire a külsők csak egyszer. Mivel minden egyenlet saját lépésköze szerint működik, így létre kellett hozni egy időtáblát, amelyen, nyomon lehet követni melyik egyenlet jön és mi volt az utolsó visszaadott értéke (1. táblázat és 9. ábra). A táblában egy három differenciál-egyenletet tartalmazó rednszer időtábláját láthatjuk. Az A, B és C betűk a változókat jelzi, amik akkor fekete háttérűek, ha tényleges egyenletszámítási művelet történt az adott változóval. Jól látszik, hogy míg az „implicit” Euler módszernél egy ilyen számítási sor elvégzéséhez 60 egyenletszámítást kell végezni, addig itt csak 15 számítás történt, azaz négyszeres sebességnövekedés történt. Az „implicit” Euler és a fenti módszer összehasonlító vizsgálatai 0,1%-os eltérés mutattak 17 egyenlet és 10 000 lépés után, míg a számítások száma 7,62-szer volt kevesebb az új módszerrel.

A lépésköze 4 sec B lépésköze 2 sec C lépésköze 7 sec

t=1s	t=2s	t=3s	t=4s	t=5s	t=6s	t=7s	t=8s	t=9s	t=10s
A=5	A=5	A=5	A=5	A=4	A=4	A=4	A=4	A=6	A=6
B=3	B=3	B=3	B=6	B=6	B=6	B=5	B=5	B=5	B=6
C=6	C=6	C=6	C=6	C=6	C=6	C=6	C=5	C=5	C=5
t=11s	t=12s	t=13s	t=14s	t=15s	t=16s	t=17s	t=18s	t=19s	t=20s
A=6	A=6	A=5	A=5	A=5	A=5	A=4	A=4	A=4	A=4
B=6	B=6	B=7	B=7	B=7	B=8	B=8	B=8	B=9	B=9
C=5	C=5	C=5	C=5	C=6	C=6	C=6	C=6	C=6	C=6

1. TÁBLÁZAT. A PROGRAM ÁLTAL HASZNÁLT IDŐTÁBLA



9. ÁBRA. A SZOFTVER ÁLLTAL HASZNÁLT EGYEDI MEGOLDÁSI MÓDSZER SZEMLELTETÉSE

5.4. A SZÁMÍTÓGÉPES ALKALMAZÁSOK FEJLŐDÉSE 1990-TŐL

Az első cikkek a szennyvíztisztító telepek szimulációjáról, modellezéssel végzett költség-optimalizációjáról a '90-es évek elején jelentek meg. A következőkben röviden áttekintem a modellezés és szabályzás területén az utóbbi évtizedben bekövetkezett változásokat.

Von Sperling és Lumbers ([65], 1991) az elsők között alkalmaz dinamikus modelleket a szennyvíztisztítás területén. Céljuk a levegőztetés optimalizálása volt, amit laboratóriumi körülmények között, modellszennyvízzel vizsgáltak. Az eredmények igen kecsegtetőek voltak, de sajnos már félüzemi méretekben is jelentős eltérést tapasztaltak a modell eredményei és a mért eredmények között. Ezt a modellszennyvíz és a valóságos szennyvíz közti különbséggel magyarázták.

Az 90' években gyakran alkalmazott számítógépes program lényege, hogy hosszú évek tapasztalatai alapján felépítenek egy adatbázist, amiben a tisztítóban mért paraméterek, és az adott helyzetben „ajánlott” levegőztetési és recirkulációs értékek vannak feltüntetve. Ezután már csak rá kellett kötni a folyamatos mérőműszereket egy számítógépre, ami a beérkezett adatok alapján kikereste az adatbázisban az aktuális állapothoz leginkább hasonló adatsort, és az alapján állította be az optimális levegőbefűjési és iszaprecirkulációs értékeket.

Mininni és munkatársai ([38], 1991) ugyanebben az évben jelentették meg modelljüket, mely elméletileg a fizikai-kémiai reakciók összes folyamatát képes modellezni. Fő probléma, hogy a képletek nagyon bonyolultak (csak nagyszámítógépes környezetben alkalmazhatóak), a paraméterek hőmérsékletfüggése nincs megoldva és nem utolsó sorban a modellt pontosan leíró anyag nem nyilvános.

Daigger és munkatársai ([8], 1992) több éves kutatás eredményeit foglalták össze cikkükben, mely 40 szennyvíztisztító adatainak elemzésével készítették. Leírnak egy respirációs mérésre (oxigénfogyási sebességre) alapuló optimalizáló és vészbeavatkozó rendszert.

Novotny és társai ([45], 1992) szintén respirometrián alapuló szabályzásról és szimulációról írnak. Céljuk egy valós idejű szabályozási rendszert megalkotása volt. Ez sajnos csak mérsékelt eredményeket hozott a folyamatos mérőműszer (elsősorban a KOI mérő) lassúsága miatt. Egy folyamatos vezérléshez legalább percenként kellene adatokat kapni, hogy az megbízhatóan működjön.

Norcross ([44], 1992) 60 rendszer vizsgálatával megállapította, a ma is használt modellek – többek között az ASM2-esnek is – a főbb konstans-értékeit. Munkája jelentős lendületet adott a számítógépes modellezésnek.

Echeverria és munkatársai ([12], 1993) az iszapüledés sebességét próbálták javítani számítógépes modelljükkel. Egy visszacsatolós modellel vezérelték a levegőbefűjást. A kísérlet csak laboratóriumi körülmények között vezetett eredményre a fent említett mérőműszer-sebesség gond és a még ma sem tisztázott üledést befolyásoló tényezők miatt.

Ryhiner és munkatársai ([49], 1993) megalkottak egy anaerob eleveniszapos szennyvíztisztítókat leíró modellt, mely tartalmazza a mikroorganizmusok öt csoportját: tápanyag, ecetsav, CO_2 , H_2 és CH_4 . A modellt hőmérsékletre lehetett kalibrálni, és mind a statikus, mind a dinamikus számításokra alkalmas volt. Sajnos, az ammónium-ionokat és a különböző foszfor-vegyületeket egyáltalán nem vette figyelembe. Ez önmagában még nem lenne baj, hiszen az ASM1-es modell sem számolja koncentrációváltozásait, de legalább korrekciós – általában gátló – tényezőként szerepel benne. Ennek hiányában Ryhinerrek modellje rosszul használható.

Tang és Ellis ([61], 1994) Malajzia, Honkong, Taiwan és Thaiföld egy-egy tisztítójában alkalmazta a fenti modellt, pontosították értékeit. A gyakorlati alkalmazások során is előjött az ammónium-ion és a foszforvegyületek gondja, ezért végrehajtottak néhány általuk nem részletezett javítást, aminek eredményeképpen sokkal pontosabb eredményeket kaptak.

Serra és munkatársai ([54], 1994) megpróbálkoztak egy mesterséges intelligencia elvén működő szimulációs rendszerrel, mely az elégtelen számítástechnikai kapacitás miatt

nem váltotta be a hozzáfűzött reményeket. (A mostani technikával lefuttatva az eredmények igen jók, de ma már léteznek ennél jobb módszerek is.)

1994-ben kiadták ASM2-es modelljét (részletesebben az 5.3.2 fejezetben).

Okey és Stensel ([46], 1996) megalkotott egy modellt, mely 12 változót és 124 képletet tartalmazott. A szerzők a fő hangsúlyt a biológiai lebontásra helyezik, a tisztán kémiai és fizikai folyamatokat szinte csak jelképesen (1-1 képlet) alkalmazzák. A modell jó alternatívája lenne az IAWQ modelljeinek, de nem nyújt annyi többletet, hogy megérje az átállást.

Tan és munkatársai ([60], 1996) azt vizsgálták, hogy a modellekben általánosan használt konstansok (pl. féltelítési állandók, szaporodási és pusztulási arányok) hogyan változnak a hőmérséklet függvényében. Az eredményeket grafikonokkal és függvényekkel mutatták be. Sajnos számításaik 20 °C alatti tartományban nagy mértékben eltérnek a szerző hazai tisztítókból szerzett tapasztalataitól.

Ossenbruggen ([47], 1996) egy tapasztalati modellt alkotott, mely a Batch-tesztekben előre jelzi a respirációs rátát. A cikkében még csak a modell kipróbálása közben szerzett tapasztalatokról ír, a modellt nem közli és az e disszertáció megjelenéséig sem volt fellelhető.

Ji és munkatársai ([26], 1996) a hidrodinamika által okozott eltéréseket kiigazító függvényeket írnak le, mely jól használható egy iszapkörös rendszerek áramlástan leírására.

1998-ban megjelenik az ASM2d modell (részletesebben a 5.3.2 fejezetben)

Elisabeth v. Münch és munkatársai ([15], 1999) részletes matematikai modellt alkottak a fermentációs folyamatok jobb számítására, ami elsősorban a csatornában lezajló folyamatok előrejelzésére használható. Lehetőség van az ASM modellekbe integrálva azokat pontosítani, de ez komolyabb vizsgálatokat és jelentős számítási idő ráfordítását igényli.

Batstone és társai ([4], 2000) kifejezetten az anaerob körülmények közötti lebontáshoz készített modellt – elsősorban húsipari szennyvizekre – ami Elisabeth v. Münch és munkatársai (1999) által készített modellhez hasonlóan szintén integrálható az ASM rendszerbe, de az ott leírt problémák itt is érvényesek.

Az ezredforduló után jellemzően egy-egy részegység pontos modellezésére összpontosítottak a kutatók:

Viotti és társai ([72], 2002) valamint tsai és társai ([73], 2005) a manapság hazánkban is egyre jobban terjedő biofilter technológia modellt készítette el, ami kiválóan használható bármilyen modell kinetikai kiegészítéseként.

Escudié és társai ([74], 2005) rögzített ágyas anaerob műtárgyak biokinetikai modelljét készítette el, amely szintén jól illeszkedik bármely általános rendszerhez.

5.5. A BIOKINETIKAI MODELLEK ÖSSZEHASONLÍTÁSA

Az elmúlt években a világon általánossá vált a szennyvíztisztító telepek számítógépes szimulációval történő üzemeltetése. Az alkalmazott modellek, az első széles körben használt megjelenése – 1985 – óta jelentősen megváltoztak. Ennek fő oka a biológiai többletfoszfor-eltávolítás vizsgálatában elért jelentős eredmény volt.

5.5.1. ÁLTALÁNOS ISMÉRVEK

Az IAWQ modelljeinek általános tulajdonsága, hogy a képletekben vegyesen fordul elő biológiai „komponens” – például autotróf mikroorganizmusok, foszfor felhalmozó mikroorganizmusok –, kémiai komponensek – például oldott oxigén, acetát – és fizikailag csoportosított részek – például összes lebegő anyag. A csoportok kialakítását teljes mértékben a célszerűség vezette, így például a mikroorganizmusok által könnyen felvehető, azonnal hasznosítható tápanyagot mind az „acetát” osztályba sorolták (és úgy is számoltak vele). Ennek a módszernek az előnye a kevesebb változó, amit a számítások során figyelembe kell venni, a hátránya természetesen a pontatlanabb eredmény.

A modellekben a fejlődés során 8-21 differenciál-egyenletet alkalmaztak, melyekben 13-19 fent részletezett változót (komponenst) és 26-64 sztöchiometriai állandót alkalmaznak. A számítások ezért igen bonyolultak és csak számítógéppel végezhetőek el. (Ha megfelelő pontosságot akarunk elérni, akkor a legújabb változatnál a valóság egy napjának kiszámításához átlagosan $8.4 \cdot 10^8$ darab műveletet kell elvégezni.) A differenciálegyenletek úgynevezett mérlegegyenletek, a teljes egyenletrendszer végösszege pedig nulla. Az egyenletekben a különböző folyamatokat kapcsolótagok szabályozzák.

Az egyenletek és a változók egy táblázatba vannak foglalva, amelynek rácpontjain szereplő érték megadja, hogy az adott egyenlet (folyamat) milyen mértékben hat a változóra (minél nagyobb a szám annál jobban „nő” a változó értéke).

Az IAWQ eddig négy modellt adott ki a N^o1 és a N^o3 az általános fizikai-kémiai folyamatokat és a nitrifikációt-denitrifikációt, míg a N^o2 és N^o2d a biológiai többletfoszfor-eltávolítást is tartalmazza.

5.5.2. AZ IAWQ ASM N^o1 ÉS N^o3 MODELL

Az ASM1-es modell folyamatai három csoportra oszthatóak (1. és 3. mátrix):

- Heterotróf mikroorganizmusok
A heterotróf organizmusok végzik a KOI (BOI) eltávolítását a rendszerből, melyhez oldott oxigént vagy nitrátot és ammónium-iont használnak fel (1-2. folyamat), míg pusztulásuk után nehezen felvehető (hidrolizálандó) tápanyag és foszfor keletkezik belőlük (4. folyamat).
- Autotróf mikroorganizmusok
Az autotróf organizmusok végzik az ammónium-ion nitráttá alakítását (3. folyamat). Pusztulásuk után nehezen felvehető (hidrolizálандó) tápanyag és foszfor keletkezik belőlük (5. folyamat).
- Hidrolízis folyamatai

Lényegében két folyamatot foglal magába: az első a mikroorganizmusok által nehezen felvehető tápanyagokból kis molekulasúlyú, könnyen felvehető tápanyagot „készít” (7. folyamat), a második a lebegő, szerves nitrogént alakítja át a mikroorganizmusok által is felvehető oldott nitrogénné (8. folyamat), melyből ammonifikáció útján ammónium-ion keletkezik (6. folyamat).

Az ASM1 modellhez képest a N^o3 modell a következő változásokat tartalmazza (2. és 4. mátrix):

- Heterotróf mikroorganizmusok

Fő változás, hogy szétválasztották a tápanyag felvételét (2-3. folyamat) és a növekedéshez felhasznált energianyerő folyamatokat (4-5. folyamat). Valamint belevették (8-9. folyamat) a foszfor-felhalmozó mikroorganizmusok által felvett tápanyag mennyiségét is (de a magát a biológiai többletfoszfor eltávolítást már nem!).

A másik jelentős változás, a mikroorganizmusok endogén légzésének beleszámítása az oxigénfogyásba (6-7. folyamat).

- Autotróf mikroorganizmusok

Az autotróf mikroorganizmusoknál egyedül az endogén légzés megjelenése az újdonság (11-12. folyamat).

- Hidrolízis

A hidrolízisben egyedül a nehezen bontható tápanyag hidrolizálása maradt meg (1. folyamat), a többi folyamatot beépítették a heterotróf mikroorganizmusokat leíró egyenletekbe (3,5,7,9. folyamat).

5.5.3. AZ IAWQ ASM N^o2 ÉS N^o2D MODELL

A tudomány fejlődésével egyre többet ismertünk meg a szennyvíztisztítóban lejárló folyamatokból, köztük a biológiai többletfoszfor-eltávolításból. Ezeket az eredményeket építették be az 1994-ben megjelent ASM2 modellbe. Sajnos azóta kiderült, hogy a foszforeltávolítás folyamata nem olyan egyszerű, valamint felfedezték az endogén légzés fontosságát is, ezért 1998-ban kiadták a modell javítását 2d jelzéssel.

A N^o2 modell már 17 változót – a N^o1 modellhez képest még három foszforeltávolításhoz és egy nitrifikálás-denitrifikáláshoz kapcsolódót – valamint 17 egyenletet tartalmaz, melyek a következő kategóriákba tartoznak:

- Hidrolízis

A hidrolízis kezelésében a fő változás a folyamatok oxigénellátottság szerinti elkülönítése volt. Így megtaláljuk az aerob (1. folyamat), anoxikus (2. folyamat) és anaerob hidrolízis (3. folyamat) egyenleteit is.

- Heterotróf mikroorganizmusok

A heterotróf mikroorganizmusok koncentráció-változásainak számításában szinte semmi nem változott a N^o1 modell óta (4-7. folyamat).

- Aerob mikroorganizmusok

A nitrifikáció-denitrifikáció számításánál új tényezőként a molekuláris nitrogén (N₂) került be, egyébként itt sem történt jelentős változás (16. folyamat).

- Biológiai többletfoszfor-eltávolítás folyamatai

A modell legnagyobb újdonsága a biológiai többletfoszfor-eltávolítás. Ehhez új komponensként magát az eltávolítást végző mikroorganizmus-csoportot és az általuk terelt/felhasznált két vegyületcsoportot a poli-foszort és a poli-hidroxi-alkanoátot vették fel. A modellben megtaláljuk az organizmusok szaporodását (12. folyamat) és a vegyületek koncentrációváltozásait leíró egyenleteket (10-11. egyenlet).

- Bomlási folyamatok és fermentáció

A heterotróf mikroorganizmusok (9. folyamat) és az autotrófok bomlása (17. folyamat) mellé bekerült a foszforeltávolítással kapcsolatos három alkotóelem lebomlását leíró egyenletrendszer is (13-15. folyamat). Ezen kívül újdonságként bekerült a fermentáció folyamatait is leíró egyenlet (8. folyamat).

A N^o2d modell – mint neve is mutatja – inkább javításnak tekintendő, mint új változatnak. Az egyedüli módosítás a biológiai többletfoszfor-eltávolításban mutatkozik meg, mivel a felhalmozódási folyamatokat két részre bontották annak függvényében, hogy aerob vagy anoxikus körülmények között zajlik-e le.

5.5.4. A MODELLEKET BEMUTATÓ MÁTRIXOK

Az IAWQ által kiadott modellek leíró mátrixok a mellékletben kerültek bemutatásra.

6. KÍSÉRLETI RÉSZ

A kísérleti részben, a disszertáció keretében kifejlesztett számítógépes program és a szimuláció gyakorlati felhasználása két példa kerül bemutatásra. Mindkét szennyvíztisztító telep sík vidéken épült, alapvetően lakossági szennyvíz tisztítására. Az első telepnél egy átalakítási terv vizsgálata és a szimuláció által megjósolható veszélyek bemutatása, míg a második telepnél pedig egy foszforvisszaoldódási rendellenesség felderítése és megoldása a cél.

A 5.3 fejezetben bemutatott modell számítógépes megvalósítása speciális szerver-kliens alapú megoldással készült illetve folyamatosan tovább-fejlesztésre kerül. A program a kliens gépeken teljesen xml alapú grafikus kezelőfelületet biztosít – ami teljes operációsrendszer függetlenséget biztosít –, és lehetőséget ad a szimuláció teljes kalibrálására is valamint a rendszer távfelügyeletére is. A számítási felbontása – azaz a legkisebb időegység, amivel számolni tud – 1 másodperc és 24 órát a jelenlegi 2 darab 1,6 GHz-es XEON Intel™Xeon® processzort tartalmazó szerveren megközelítőleg 2 perc alatt számít ki reaktoronként.

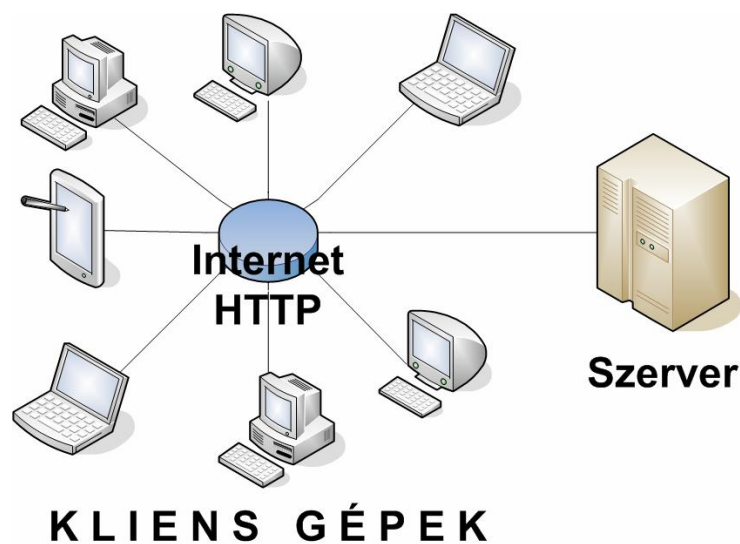
6.1. A FELHASZNÁLT PROGRAM LEÍRÁSA

A program gyakorlati fejlesztése 2001 elején kezdődött az ASM2-es modell alapján (természetesen a szoftver képes kezelni az ASM 1; 2d; 3 modelleket is). Az élő biológiai rendszerek szimulációja rendkívül számításigényes folyamat, melyet jól jellemez, hogy a valóságban lezajló folyamatok egy percének modellezéséhez 136.000 műveletet kell 16 tizedesnyi pontossággal elvégezni.

A program elődje – egy diplomamunka keretében – először Pascal programozási nyelven készült el SBR típusú szennyvíztisztító rendszerekre ([10] Domokos E.,1995). Az első változatnak a használhatóságát erősen korlátozta több tényező is. Az első az akkori számítógépek számítási sebességére visszavezethető akadály, hogy egy átlagos tisztító egy napját megközelítőleg két óra alatt számította ki; mivel egy szennyvíztisztító vizsgálata – a steady-state állapot beállításának lassúsága miatt – legalább 30 nap elemzését igényli, így egy-egy vizsgálat legkevesebb 60 órát vett igénybe. A másik –

igaz csak „kényelmi” akadály – a grafikus munkafelület hiánya volt, ami miatt csak konzolon lehetett az adatokat felvinni, jelentősen növelve a gépelési hiba valószínűségét és nehezítve az eredmények értékelését. A fent vázolt számítási igény és a kor követelményeinek megfelelő – grafikus – felhasználói felület miatt a programot 32-bites operációs rendszerre (a két rivális rendszerrel – Windows™ és Linux – való összeférhetőség miatt kliens oldali Java és szerver oldali natív C környezetben) volt célszerű továbbfejleszteni.

Mint a 10. ábra is szemlélteti, a szakértői rendszer szolgáltatásait egy központi helyen üzemeltetett információs rendszer biztosítja. A dinamikus szimuláció során keletkező nagy mennyiségű adat gyors és biztonságos kezelését egy nagy teljesítményű Oracle RDBMS (relational database management system) szerver, a felhasználókkal történő kapcsolattartást pedig egy kifejezetten e célra írt Portal Engine-t futtató szerver végzi.



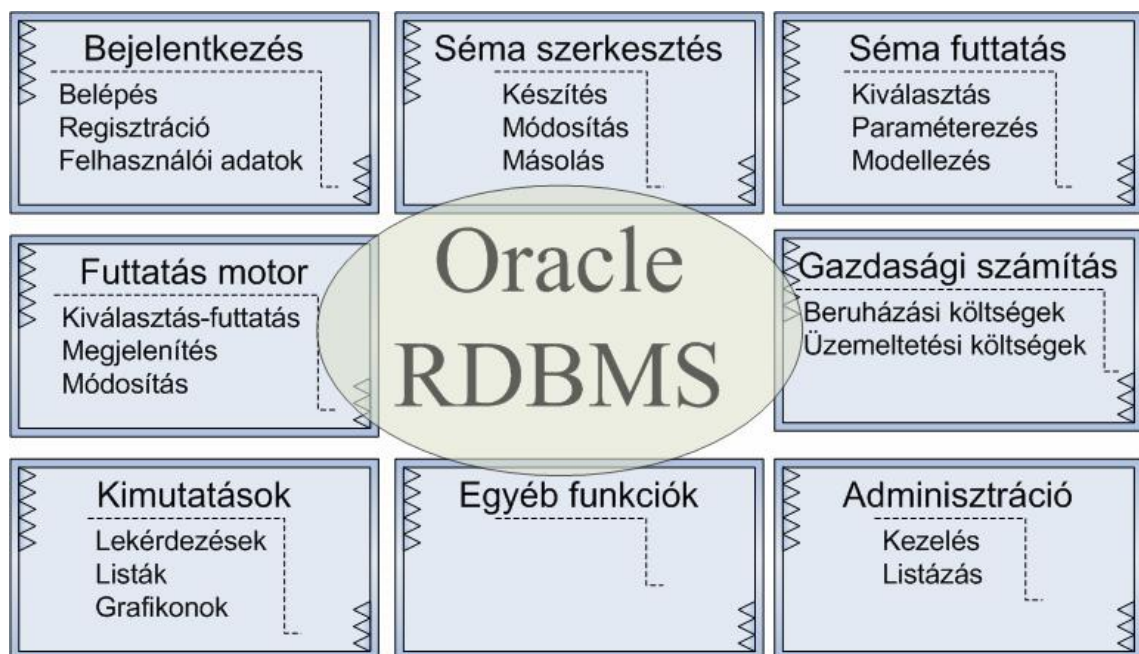
10. ÁBRA A SZAKÉRTŐI RENDSZER KISZOLGÁLÓI SÉMÁJA

A Szakértői Rendszer működésbeli felépítését a 11. ábra szemlélteti. Az ábrán található fogalmak tudományterületenként eltérő értelmezése miatt célszerű a rendszer szempontjából alapvető fontosságú fogalmak egyértelmű meghatározása. Későbbiekben ezekről még bővebben is szó esik.

- Séma: Egy szennyvíztisztító üzem folyamatait a különböző műtárgyak, az azokat összekötő csővezetékek és a kiszolgáló berendezések felrajzolásával

tudjuk a legszemléletesebben megjeleníteni. Ezt a folyamatábrát technológiai sémának (későbbiekben: „Séma”), a Sémát alkotó műtárgyakat, csővezetéseket és berendezéseket „Séma-elemek”-nek fogjuk nevezni.

- **Műszaki modell:** A szennyvíztisztítóban lezajló fizikai, kémiai és biológiai folyamatokat leíró 8-21 differenciálegyenletet tartalmazó modelleket (például az ASM1 modelljét) „Műszaki modell”-nek fogjuk nevezni.
- **Gazdasági modell:** A szennyvíztisztító optimalizálásának elengedhetetlen feltétele, hogy ne csak műszakilag, hanem gazdaságilag is tisztába legyünk annak működésével. A Műszaki modell eredményeire alapozott gazdasági számításokat végző részt „Gazdasági modell”-nek fogjuk nevezni.
- **Séma-futtatás:** A rendszerben létrehozott Sémára egy kiválasztott Műszaki modellel történő szimuláció végrehajtása.
- **Futás-monitorozás:** A Séma futtatás közben keletkező adatok folyamatos megjelenítése és elemzése, a beavatkozási lehetőség biztosításával garantálható az optimális vizsgálati idő.



11. ÁBRA. A SZAKÉRTŐI RENDSZER FŐBB MODULJAI ÉS AZOKON BELÜL A LEGFONTOSABB TEVÉKENYSÉGEK.

A főbb modulok a következők:

- Felhasználó adminisztráció (Bejelentkezés)
- Séma szerkesztés
- Séma futtatás
- Futás monitorozás
- Gazdasági számítások
- Kimutatások
- Rendszeradminisztráció

A továbbiakban a rendszer felépítése a fenti modulok szerint alább olvasható a szakmai súlyuk szerinti hosszúságban.

6.1.1. FELHASZNÁLÓ ADMINISZTRÁCIÓ

A modul magába foglalja a felhasználók adatainak kezelését, azok regisztrálását és beléptetését. A felhasználó adminisztráció modul kezeli le a szennyvíztisztító üzemek és a felhasználók összerendelését is.

6.1.2. SÉMA SZERKESZTÉS

A séma szerkesztés modulban történik meg a szennyvíztisztító telepek műszaki felépítésének felvitelére folyamatábra szinten, valamint a hozzá tartozó adatok rögzítésére illetve módosítására.

Egy szennyvíztisztító telep modellezése során óhatatlanul egyszerűsítésekhez kell folyamodni. Ezért néhány, a valóságban meglévő, de a modellezésben szerepet nem játszó elemet a program nem kezel. A Szakértői Rendszer a következő elemeket különbözteti meg:

- (Tökéletesen) Kevert reaktor: A rendszer tökéletesen kevert reaktorokkal számol. Ennek fő oka, hogy ma még nem ismert olyan hidraulikai modell, amely képes lenne egy olyan bonyolult diszperz rendszert, mint egy szennyvíztisztító reaktora megközelítőleg leírni. Így természetesen nem képes az esetlegesen

kialakuló holtterek és az ott beinduló káros lebomlási folyamatok modellezésére sem. Reaktor típusú műtárgyból a program három félélt különböztet meg:

- (Tökéletesen) kevert, biológiai folyamatok lejátszására alkalmas medencék (melyek lehetnek levegőztetettek vagy levegőztetés nélküliek)
Külön kiemelést érdemel, hogy a modellezés sajátosságai miatt az, hogy – hasonlóan a valósághoz – a medence aerob, anoxikus vagy anaerob voltát mindig a reaktorban fennálló pillanatnyi szennyvízminőségi paraméterek döntenek el és nem egy előre beállított tulajdonság.
- Ülepítést végző, biológiai folyamatok lejátszására alkalmas medencék
- Összekötő csővezeték, ezen belül a következő alkategóriák:
 - Szennyvízbefolyó vezeték
 - Tisztított elfolyó vezeték
 - Iszapelvét vezeték
 - Belső/Iszap recirkulációs vezeték
 - Egyéb – nem nevesített – vezeték
- Szabályzó rendszer
- Mérőszonda
- Elosztó/Keverőmű (melyekben nem a biológia játssza a főszerepet, ezért a számítás gyorsítása érdekében a biológiai folyamatokat elhanyagolhatónak tekintjük).

A következő – a szennyvíztisztításban gyakrabban résztvevő – elemeket nem vagy csak korlátozottan kezeli:

- Durva/finomrács valamint zsírfogó: a program nem kezeli; a befolyó adatokat úgy kell megadni, hogy levonjuk a rács szennyezés-csökkentő hatását.
- Klórózó/fertőtlenítő: a program nem kezeli
- Oxidációs árok: kevert reaktorként veszi a program figyelembe

6.1.2.1. SZABÁLYZÓ RENDSZER ÉS A MÉRŐSZONDÁK

A Szakértői Rendszerben használt szabályzó rendszer több következő sajátossággal rendelkezik. Mivel a Rendszer tökéletesen kevert reaktorokat kezel így nincs jelentősége annak, hogy a reaktor mely részén helyezkedik el a szonda, ezért azokat a

reaktorból kilépő folyadékáramba lehet elhelyezni. Ez kis mértékben nehezíti a pontos folyamatleírást, de jelentős mértékben gyorsítja a számításokat.

A virtuális szondák – természetükből fakadóan – nem csak a hagyományos paramétereket (mint például oldott oxigén) képesek „mérni”, hanem bármely modellezés során használt paramétert (például heterotróf mikroorganizmusok mennyisége). Ez jelentős előny, mert a példában szereplőhöz hasonló paraméterek mérése nem vagy csak nagyon nehezen kivitelezhető a mindennapi életben. Ennek az előnynek a kihasználhatóságát mutatja be az 6.3 fejezet példája.

A szabályzó rendszer három módon tud beavatkozni a tisztítási folyamatba:

- csővezetékek – elsősorban recirkulációs vezetékek – folyamatáramának szabályozásával
- adalékanyagok betáplálásának szabályozásával
- levegőbefűtés erősségének szabályozásával

A reaktoroknál az egyéb beállításoktól függetlenül többféle módon lehet állítani vagy szabályozni a levegőztetést:

- Folyamatos, állandó teljesítményű levegő befűtés
- Idő alapon (percnyi pontosságú időbeosztással) vezérelt (ki-be kapcsolt), állandó teljesítményű levegőztetés (előre megadott táblázat alapján)
- Állandó teljesítményű, alsó és felső oxigénszinttel szabályozott (ki-be kapcsolt) levegőztetés
- Alsó és felső oxigénszinttel szabályozott teljesítményű levegőztetés
- Nitrát- vagy ammónium-ion-szinttel szabályozott teljesítményű levegőztetés
- Idő alapon (percnyi pontosságú időbeosztással) vezérelt, alsó és felső oxigénszinttel szabályozott teljesítményű levegőztetés
- Idő alapon (percnyi pontosságú időbeosztással) vezérelt, nitrát- vagy ammónium-ion-szinttel szabályozott teljesítményű levegőztetés

A fenti változatok lefedik a gyakorlatban előforduló levegővezérlések érdemi részét, valamint lehetőség van azokat reaktoronként változtatni.

Ezen kívül lehetőség van a fölösiszap elvételének kézi és önműködő szabályozására is a következő változatokban:

- Folyamatos, állandó térfogatú iszap elvétele
- Folyamatos, a befolyó szennyvízzel arányban lévő iszaptérfogat elvétele
- Előre meghatározott időpontokban történő, állandó térfogatú iszap elvétele
- Előre meghatározott időpontokban történő, a befolyó szennyvízzel arányban lévő iszaptérfogat elvétele
- Folyamatos, a rendszerben előre beállított iszapkoncentrációt állandó szinten tartó mennyiségű iszap elvétele
- Előre meghatározott időpontokban történő, a rendszerben előre beállított iszapkoncentrációt állandó szinten tartó térfogatú iszap elvétele

6.1.2.2. PARAMÉTEREK

A szennyvíztisztító modellezésében paraméternek nevezzük azokat az adatokat, amelyek egy Séma, Séma-elem vagy szennyvízösszetétel jellemzőit írja le. A kapcsolódásuk és megadásuk szerint a paraméterek csoportosítása:

- Sémát és elemet leíró paraméterek
- Szennyvíz-összetételt leíró paraméterek
 - Felhasználó által megadott paraméterek
 - A Műszaki modellhez tartozó (de a felhasználó által módosítható) paraméterek

Séma paraméterek

A szennyvíztisztítót ábrázoló séma és az azt alkotó séma-elemek a rájuk jellemző adatokkal és paraméterekkel rendelkeznek (továbbiakban: séma paraméterek). A séma paraméterek a következőkre vonatkozhatnak:

- teljes sémára:
 - befogadóképesség [m^3/h]

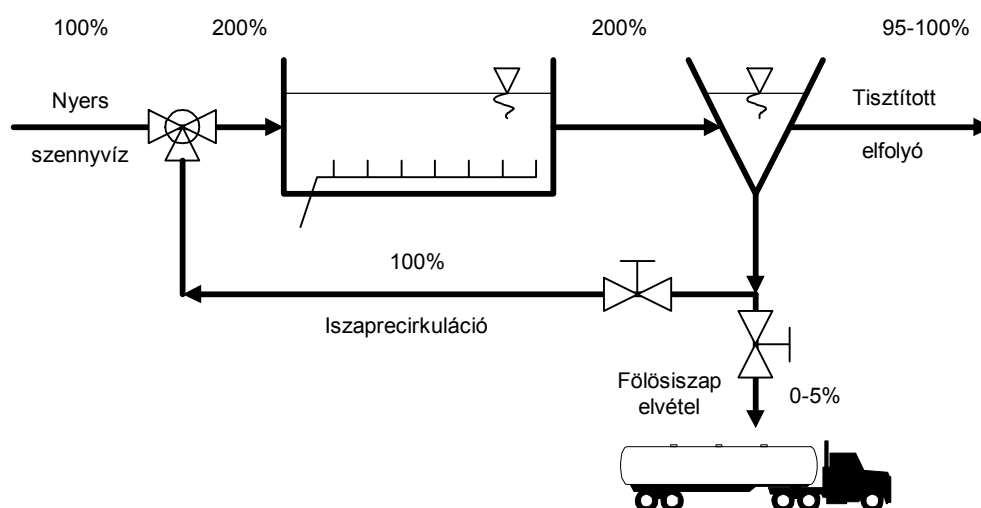
- befolyó szennyvíz összetétele és mennyisége: e paraméter logikailag a teljes sémára vonatkozik, de technikailag egy vagy több befolyó vezetékekhez kapcsolható.
- Iszapkoncentráció: Az iszapkoncentrációt a program a következő képlettel számolja ki:

$$X = \frac{A \text{ reaktorban lévő összes lebegő anyag (mg)}}{A \text{ reaktorok összes térfogata (l)}}$$

A megadott iszapkoncentrációt az iszapelvétel mértékének szabályozásával állítja be a program, ha e paraméter szabályozása engedélyezve van.

- Levegőztető elemek mélysége: A levegőztető elemek mélysége jelentősen befolyásolja az oxigénbeoldódás mértékét. Az itt megadott értéket egyben a medencék vízmélységének is tekintjük, ami technikai okokból minden műtárgyra – az ülepítőt kivéve – azonos.
- Levegőbefűtés mennyisége: A programnak az összes levegőztető elemen keresztül befűtött levegő mennyiségét kell megadni normál köbméterben (azaz a levegőztető szivattyúk összes kapacitását).
- egy séma-elemre:
 - kevert reaktor
 - térfogat [m³]
 - oxigénbejuttatásra felkészített reaktor
 - térfogat [m³]
 - legnagyobb levegőztető kapacitás [m³(levegő)/h]
 - ülepítő
 - térfogat [m³]
 - mélység [m]
 - csővezeték [%]: a Szakértői Rendszer a tisztító csővezetékei közül egy befolyó vezetéket – a felhasználó választása alapján – kiemel és az összes többi vezetékek térfogatáramát ennek a vezetékek a térfogatáramához százalékosan viszonyítva kéri be. A gyakorlati életben is egy tisztító legtöbb vezetékének térfogatárama a befolyó szennyvíz mennyiségéhez igazodik (általában mindenféle szabályzórendszer nélkül, a fizikai törvényeknek engedelmeskedve). Ennek a módszernek az előnye, hogy azoknál az összekötő csővezetéseknél ahol a szállított

folyadékmennyiség csak a befolyó térfogatáramtól függ, ott csak egyszer kell beírni – a befolyó vezetéknél – a napi térfogatáramlást. Egy így felépített rendszer látható a következő ábrán (12. ábra). Azoknál a vezetékeknél, ahol technikai okokból nem a befolyó folyadékáram szabályozza a folyamatot – például reciklációs vezeték – vagy amelynél állandó térfogatáramot tart fent az üzemeltető, lehetőség van [m³/h] mértékegységet használni.



12. ÁBRA A PÉLDA SZENNYVÍZTISZTÍTÓ MŰKÖDÉSI SÉMÁJA

Szennyvíz paraméterek

A szennyvíz minőségi jellemzőit leíró adatokat kétféle módon lehet megadni. Az első – pontatlanabb, de a mindennapi életben sokkal jobban kezelhető módszer – amikor a három legelterjedtebb minőségi jellemző – KOI vagy BOI₅, TKN, ΣP – bekérése után egy átváltással (2. táblázat és 3. táblázat) alakítja át a program a Műszaki modell számára szükséges paraméterekre (5.5.4 fejezet). A második – sokkal pontosabb, de nagyobb felkészültséget és ismeretanyagot feltételező – esetben a felhasználó közvetlenül adhatja meg a fenti paramétereket.

Jel	Mértékegség	KOI	KOI	TKN	TKN	ΣP	ΣP	Eredmény
		mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	
S_{O_2}	mgO ₂ /l							0#
S_F	mgKOl/l		12		3		1	
S_A	mgKOl/l		8					
S_{NH_4}	mgN/l			*				
S_{NO_3}	mgN/l							0#
S_{PO_4}	mgP/l					**		
S_I	mgKOl/l		12		1,5		0,6	
S_{ALK}	mHCO ₃ -/l							5#
S_{N_2}	mgN/l							15#
X_I	mgKOl/l		10		0,75		0,75	
X_S	mgKOl/l		46		3		1,25	
X_H	mgKOl/l		12		6		1,5	
X_{PAO}	mgKOl/l				6		1,5	0#
X_{PP}	mgP/l							0#
X_{PHA}	mgKOl/l							0#
X_{AUT}	mgKOl/l				6		1,5	0#
X_{MeOH}	mgFe(OH) ₃ /l							0#
X_{MeP}	mgFePO ₄ /l							0#
X_{TSS}	mgTSS/l	ΣX						

*= $TKN_{be} - \Sigma TKN$

**= $\Sigma P_{be} - \Sigma P$

2. TÁBLÁZAT A SZOFTVER ÁLTAL HASZNÁLT KONVERZIÓS TÁBLA A 2D MODELLRE

$KOI_{be} = 300$ mgKOl/l

$TKN_{be} = 50$ mg/l

$\Sigma P_{be} = 15$ mgP/l

<i>Jel</i>	<i>Mértékegség</i>	<i>KOI</i>	<i>KOI</i>	<i>TKN</i>	<i>TKN</i>	<i>ΣP</i>	<i>ΣP</i>	<i>Eredmény</i>
		mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	
S_{O_2}	mgO ₂ /l							0#
S_F	mgKOl/l	<u>36</u>	12	1,08	3	0,36	1	36
S_A	mgKOl/l	<u>24</u>	8					25
S_{NH_4}	mgN/l			41,855				41,855
S_{NO_3}	mgN/l							0#
S_{PO_4}	mgP/l					11,934		11,934
S_I	mgKOl/l	<u>36</u>	12	0,54	1,5	0,216	0,6	36
S_{ALK}	mHCO ₃ -/l							5#
S_{N_2}	mgN/l							15#

<i>Jel</i>	<i>Mértékegység</i>	<i>KOI</i>	<i>KOI</i>	<i>TKN</i>	<i>TKN</i>	ΣP	ΣP	<i>Eredmény</i>
X_I	mgKOI/l	<u>30</u>	10	0,225	0,75	0,225	0,75	30
X_S	mgKOI/l	<u>138</u>	46	4,14	3	1,725	1,25	138
X_H	mgKOI/l	<u>36</u>	12	2,16	6	0,54	1,5	36
X_{PAO}	mgKOI/l				6		1,5	0#
X_{PP}	mgP/l							0#
X_{PHA}	mgKOI/l							0#
X_{AUT}	mgKOI/l				6		1,5	0#
X_{MeOH}	mgFe(OH) ₃ /l							0#
X_{MeP}	mgFePO ₄ /l							0#
X_{TSS}	mgTSS/l	204						204

3. TÁBLÁZAT PÉLDASZÁMÍTÁS A KONVERZIÓS TÁBLÁRA

A mennyiségi adatok esetében nagy jelentősége van annak, hogy azokat ne egész napra egyenletes értékkel, az egész napi átlagfogyasztás visszaosztásával adjuk meg, hanem a tényleges napi terhelést tükrözze a bevitt adatsor.

6.1.3. A SZOFTVER FIZIKAI ÉS LOGIKAI FELÉPÍTÉSE

6.1.3.1. A RENDSZERTERV

Informatikusok körében ismeretes az 1960-as években lejátszódott szoftverválság, mikor is világossá vált, hogy az elkészült szoftverek jelentős része (több mint 90%-a!) egyáltalán nem, vagy nem abban a formában került használatra, ahogy azt a megrendelők elvárták. Hogy elkerüljük ezt a helyzetet, munkánk során igyekeztünk az informatikai rendszerek fejlesztésére kidolgozott technológiai lépéseket alkalmazni a fokozott hatékonyság érdekében.

A szennyvíztisztítási szakértői rendszer fejlesztése során a vízesés modell (waterfall model) technológiai lépéseit követtük, melynek lényege hogy kevés benne az iteráció, a szoftverfejlesztés folyamatát lépcsőkre bontottuk, melyen megfelelő sorrendben végighaladunk. Általában fontosabb lépései: követelményelemzés és specifikáció, rendszerterv és részletes terv, kódolás, tesztelés és karbantartás. Azaz jelen esetben az elkészült rendszerterv olyan, a követelményspecifikációra épülő dokumentáció, mely tartalmazza a kódolás és a tesztelés lépéséhez tartozó összes szükséges információt.

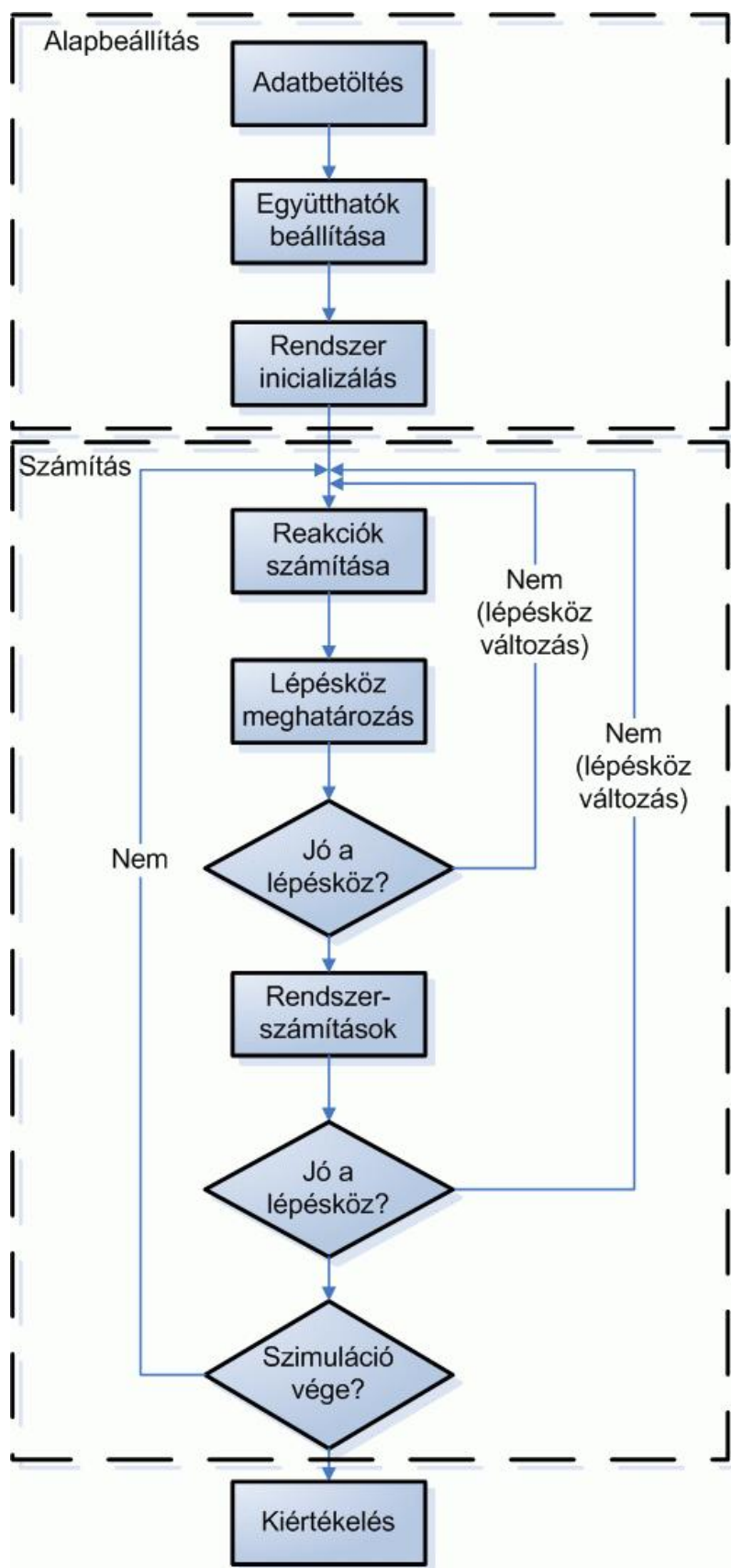
6.1.3.2. A FIZIKAI RENDSZERTERV

A rendszerterv általában három fő részre tagolódik. A bevezetésben a dokumentum célját, a szoftver felhasználási területét mutatjuk be. Definiáljuk a későbbiekben használt betűszavakat, rövidítéseket oly módon, hogy az olvasótól nem várunk el tapasztalatot, szakértelmet a témában. A bevezetésben végül hivatkozhatunk más dokumentumokra és ismertetjük a rendszerterv további részének tagozódását. A rendszerterv fő részében az elkészítendő szoftver egyes részeit (moduljait), a szoftver futásához szükséges további szoftvereket (pl. operációs rendszer, adatbáziskezelő, stb.) és hardvereket mutatjuk be. A harmadik részben az esetleg szükséges függelékek (pl. UML diagram, hierarchia-diagram) találhatóak.

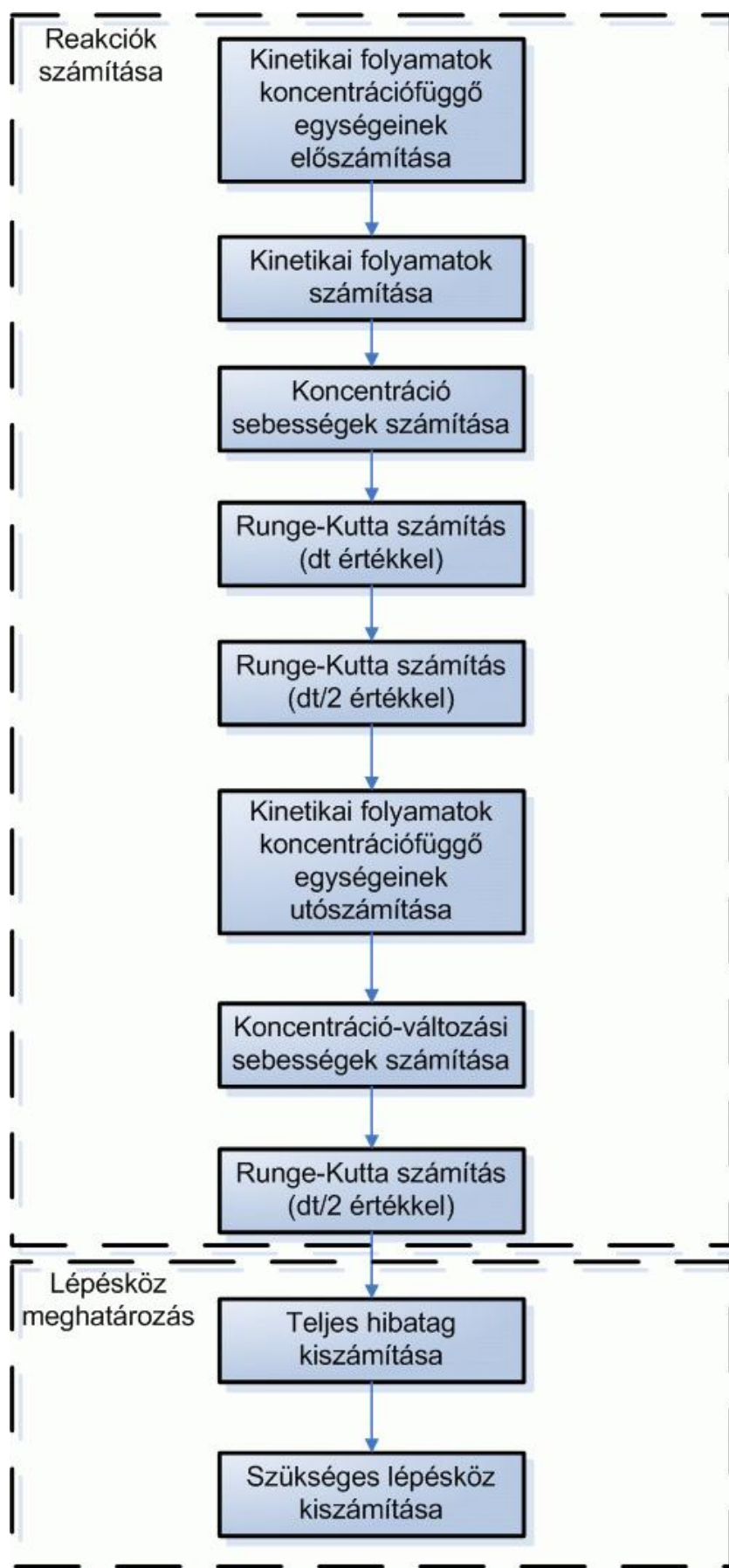
6.1.3.3. A LOGIKAI RENDSZERTERV

A logikai rendszerterv is általában három fő részre tagolódik. A bevezetésben a dokumentum célját, a szoftver felhasználási területét mutatjuk be. Definiáljuk a későbbiekben használt betűszavakat, rövidítéseket oly módon, hogy az olvasótól nem várunk el tapasztalatot, szakértelmet a témában. A bevezetésben végül hivatkozhatunk más dokumentumokra és ismertetjük a rendszerterv további részének tagozódását. A rendszerterv fő részében az elkészítendő szoftver egyes részeit (moduljait) írjuk le a követelményspecifikáció alapján olyan részletességgel, hogy a kódolás ez alapján elvégezhető legyen. A harmadik részben az esetleg szükséges függelékek (pl. logikai adatmodell) találhatóak.

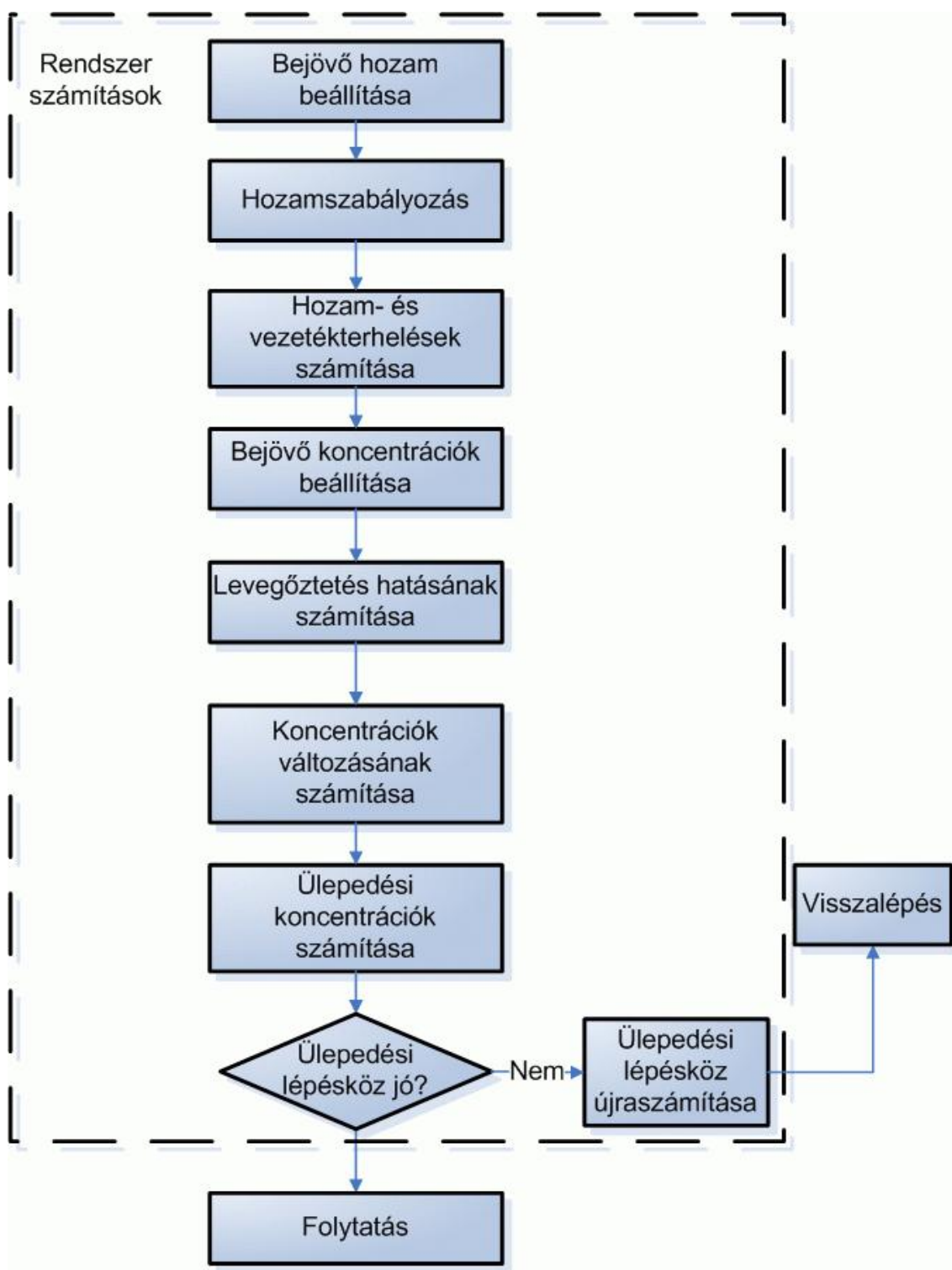
A Szoftver-működési (13. ábra), a Reakciószámítási almodul (14. ábra) és a Rendszerszámítási almodul folyamatábrája (15. ábra) alább látható. A Szoftver adatbázisait leíró adatmodellek tanulmányozásával (16. ábra, 17. ábra, 18. ábra) áttekintő képet kapunk a realációs adatbázis logikai felépítésről.



13. ÁBRA A SZOFTVER MŰKÖDÉSI FOLYAMATÁBRÁJA



14. ÁBRA REAKCIÓSZÁMÍTÁSI ALMODUL FOLYAMATÁBRÁJA



15. ÁBRA RENDSZERSZÁMÍTÁSI ALMODUL FOLYAMATÁBRÁJA

17. ÁBRA LOGIKAI RENDSZERTERV

18. ÁBRA ALAPADATOK RENDSZERE

6.1.3.4. AZ EGYENLETEK NUMERIKUS MEGOLDÁSA

A Peterson mátrixszal megadott differenciál-egyenletrendszer numerikus megoldása változó lépésközű negyedrendű Runge-Kutta módszerrel.

$\bar{y}$ a komponens koncentrációk vektora, $\frac{d\bar{y}}{dt} = \bar{f}(t, \bar{y})$ a reakciókinetikai folyamatok által meghatározott koncentráció-sebességeket megadó vektoregyenlet.

Mivel az $y_{i,n+1} = y_{i,n} + dt \cdot f_i(t, \bar{y}_n)$ Euler módszer dt-ben csak első rendben ad pontos eredményt, ezért ennek egyik továbbfejlesztett módszerét alkalmazva történik a megoldás, ami már negyed-rendű pontosságot tesz lehetővé.

A negyedrendű Runge-Kutta eljárás:

$$\begin{aligned}\bar{k}_1 &= dt \cdot \bar{f}(t, \bar{y}_n) \\ \bar{k}_2 &= dt \cdot \bar{f}\left(t + \frac{dt}{2}, \bar{y}_n + \frac{\bar{k}_1}{2}\right) \\ \bar{k}_3 &= dt \cdot \bar{f}\left(t + \frac{dt}{2}, \bar{y}_n + \frac{\bar{k}_2}{2}\right) \\ \bar{k}_4 &= dt \cdot \bar{f}(t + dt, \bar{y}_n + \bar{k}_3)\end{aligned}$$

$$\bar{y}_{n+1} = \bar{y}_n + \frac{\bar{k}_1}{6} + \frac{\bar{k}_2}{3} + \frac{\bar{k}_3}{3} + \frac{\bar{k}_4}{6} + O(dt^5)$$

Az adaptív lépésköz kontrol lépéskettőzéssel ($\bar{y}(t + 2dt)$ a pontos értékek vektorát jelöli):

$$\bar{y}(t + 2dt) = \bar{y}_1 + (2dt)^5 \bar{\phi} + O(dt^6) + \dots$$

$$\bar{y}(t + 2dt) = \bar{y}_2 + 2(dt)^5 \bar{\phi} + O(dt^6) + \dots$$

$$\bar{\Delta} \equiv \bar{y}_2 - \bar{y}_1 = 30 \cdot dt^5 \bar{\phi} + O(dt^6) + \dots$$

ezért ha $\bar{\delta}$ a megengedett hiba nagyságok vektora, akkor ha $\forall i: \Delta_i \leq \delta_i$, akkor a következő lépés dt' lépésköze :

$$dt' = dt \cdot \sqrt[5]{\left| \frac{\delta_j}{\Delta_j} \right|} \quad \forall i: \frac{\delta_j}{\Delta_j} < \frac{\delta_i}{\Delta_i}$$

ha pedig $\exists i: \Delta_i > \delta_i$, akkor pedig dt' a megismételt lépés lépésköze.

A δ_i -ket normálni kell az y_i -k nagyságrendjéhez:

$$\bar{\delta} \equiv \varepsilon \cdot \bar{y}$$

ahol ε a kívánt százalékos pontosság (pl. 1%-os megkívánt pontosságnál : $\varepsilon = 0,01$)

6.1.4. OPTIMALIZÁLÁSI LEHETŐSÉGEK

Anaerob térbe történő nitrát és oxigén visszaforgatás csökkentése.

A biológiai többletfoszfor eltávolító eleveniszapos rendszereknél a nitrát és oxigén az anaerob térben a foszfát leadás csökkenését okozhatja, mivel a poli-P baktériumok elől a többi heterotróf szervezetek a legkönnyebben felvehető biológiai tápanyagot az oxigén és nitrát felhasználásával elfogyasztják. Amíg oxigén és nitrát van a szennyvízben, ezért nem foszfát leadás, hanem foszfát felvétel történik, a nem poli-P mikroorganizmusok foszfor igényének megfelelő mértékben. Legtöbb esetben ilyenkor azután a végső aerob foszfor felvétel kisebb lesz, rontva ezzel a teljes folyamat többletfoszfor eltávolítását.

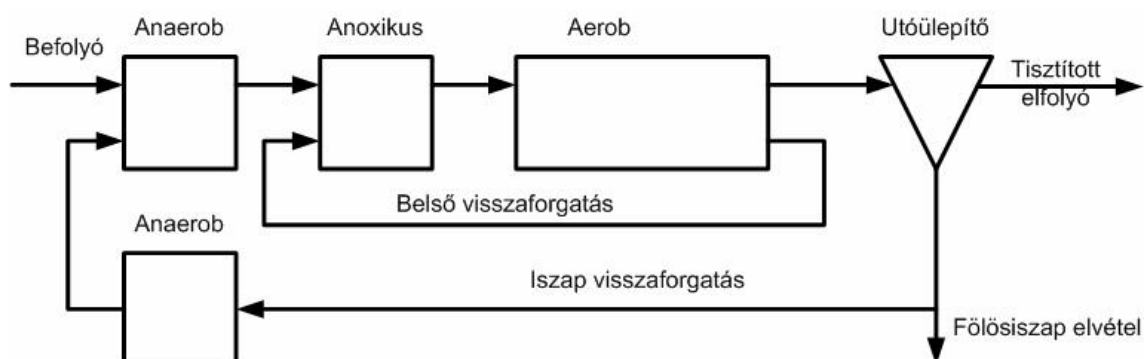
Meg kell azonban jegyezni, hogy megfelelő foszfát leadását követően már az anoxikus szakaszban is jelentkezik többletfoszfor felvétel, ami bizonyos mértékben hozzájárul a teljes többletfoszfor eltávolításhoz ([6] Carlsson, 1996; [32] Kuba és társai, 1996). Természetesen ez csakis megfelelő anaerob foszfát leadást követően működik hatékonyan.

A nitrát két forrásból adódhat:

- Olyan térségekben, ahol a talajvíz nitrát tartalma különösen nagy, a szennyvíz-csatornák infiltrációja miatt a telepre érkező szennyvízben is jelentős nitrát tartalom fordulhat elő.
- Gyakran az anaerob zónába az utóülepítőből visszavezetett iszappal is kerül nitrát.

A nitrát bevitel jelentősége könnyen érzékelhető, figyelembe véve, hogy üzemi körülmények között minden mg nitrát-N 4-6 mg illó sav (ecetsav, propionsav) felvételét eredményezi. Ha a szennyvíztisztító elfolyó vizében 10 mg/l nitrát-N maradhat (határérték), és az iszaprecirkulációs arány a rendszerben 1 (ami általánosan jellemző a nitrogén eltávolítás esetén), 5 mg/l nitrát koncentrációval ékezik a nyers szennyvíz és a recirkuláltatott iszap keveréke az anaerob térbe. Ez a nitrát visszavezetés 20-30 mg/l

acetát KOI azonnali felvételét jelenti foszfát leadás létrejötte nélkül. ([28] Kárpáti, 1991)



19. ÁBRA. JOHANNESBURG (JHB) ELJÁRÁS TECHNOLÓGIAI SÉMÁJA

Hogy az iszap recirkulációjával történő nitrát visszavitt megakadályozzák, három különböző megoldást alakítottak ki. A Johannesburg (JHB) eljárásnál (19. ábra) a recirkulált iszapot megfelelő ideig anoxikus körülmények között tartják, a nitrát denitrifikációja érdekében. Mivel a visszaforgatott iszapban ilyenkor elhanyagolható mennyiségű tápanyag van csak a denitrifikációhoz, az endogén folyamatoknak kell a szükséges tápanyagot megtermelniük. Ilyen körülmények között a fajlagos denitrifikációs sebesség ezért az iszap denitrifikálóban 0,4-0,8 mg nitrát-N/g iszap szerves anyag * óra.

Az denitrifikáció gyorsítására természetesen a nyers szennyvíz egy részének ebbe a denitrifikálóba történő visszavezetése is szolgálhat. Ezzel csökkenteni lehet a szükséges denitrifikáló reaktor méretét. Az UTC eljárásához hasonlóan az ISAH reaktorelrendezés is tápanyag adagolást alkalmaz a denitrifikációs sebességének növelésére (4. ábra b.). Az ilyen technológiai kialakítás esetén elérhető denitrifikációs sebesség a nyers szennyvíz összetételének és a mellékágra vezetett tisztítóba érkező szennyvíz részarányának a függvénye.

A nitrát ilyen kedvezőtlen hatásán túl az anaerob térben az oxigénbevitel hasonló gátlást eredményez. Az oxigén, mint elektron akceptor hasonlóan kedvezményezett a leggyorsabban hasznosítható szerves tápanyagok heterotróf felvétele tekintetében. Az anaerob térben mintegy 3 g KOI kerül felvételre 1 mg oxigén felhasználásakor. Ennek

megfelelően, ha a nyers szennyvíz oxigén koncentrációja 6 mg/l, az iszap recirkulációs aránya 1, akkor 3 mg/l oxigén koncentrációval érkezik a kevert folyadék az anaerob reaktortérbe. Természetesen ez csak akkor igaz, ha a recirkuláltatott szennyvíziszap egyáltalán nem tartalmaz oxigént. Ilyenkor az oxigénbevitel miatt mintegy 10 mg illósav (acetát) KOI kerül felvételre a többletfoszfort nem akkumuláló heterotróf mikroorganizmusok oxigén hasznosítása eredményeként.

Hogy az anaerob térben kialakuló feltételeket az oxigén bevitel szempontjából is optimalizálják, az oxigén elfogyasztását még az anaerob reaktort megelőzően biztosítani kell. Magában az anaerob térben is el kell kerülni a túlzott turbulencia okozta zavaró oxigénbevittelt, ami többnyire a folyadék bevezetések (szennyvíz, recirkuláltatott iszap) miatt alakulhat ott ki. További lehetőség a centrifugál szivattyúk alkalmazása a csavarszivattyúk helyett az iszap visszaforgatásánál, valamint a levegő bejutásának minimalizálása a levegőztetett homokfogóknál. Az utóbbinál a levegőbevitel ne legyen több, 0,1-0,2 m³/m³*óra fajlagos mennyiségnél.

6.1.5. ÜLEPÍTŐ

Az ülepítési folyamatok modellezése jelenleg a programfejlesztés középpontjában foglal helyet és egy – 2004 őszén kezdődött – doktori kutatás tárgya. Jelenleg a program a népszerű Takács féle tíz réteges ülepítőmodellt használja ([59], Takács és társai, 1991.).

6.1.6. CSŐHÁLÓZAT TÍPUSAI

A program a folyadék(iszap) vezetékeket „0” hosszúságú térfogat nélküli csatlakozásokként kezeli, mivel azokban a biológia, fizikai vagy kémiai folyamatok – hacsak nem alakul ki elzáródás miatti pangás – elhanyagolhatók. Ez a feltételezés, a rövid tartózkodási idő és viszonylag kis térfogat miatt gyakorlatilag jogos. Ha egy csővezeték a telep fizikai kialakítása miatt olyan hosszú, hogy abban már célszerű számolni a tartózkodási idővel, abban az esetben egy képzeletbeli reaktor közbeiktatásával oldható meg a kérdés.

A számítógépes programban a szennyvíztisztító telep vezetékeit szállítókapa­citás és a szállított anyag típusa szerint vannak megkülönböztetve:

- A szállítókapa­citás vagy abszolút értékkel – például m^3/h – vagy a relatív értékkel – a szennyvíztisztítóba befolyó szennyvízmennyiség arányában, százalékos formában – megadva (lásd. 6.1.2.2 fejezet).
- A szállított anyag típusa szerint ülepített víz, ülepített iszap, iszappal kevert víz.

Ezen kívül a hidraulikai számítások végrehajtásához, meg kell adni mindegyik vezetékről, hogy a következő osztályok közül melyikbe tartozik:

- Befolyó vezeték:

A programnak meg kell adni, hogy milyen térfogatáramú anyagot szállít. A többi vezetéknél bekért százalékos érték mindig az éppen érvényes befolyó terhelésre értendő, azaz a befolyó vezeték hidraulikus terhelése tekintendő 100%-nak.

- Kifolyó vezeték

Ezen távozik a szennyvíztisztító rendszerből a tisztított víz. A vezeté­kben áramló tisztított elfolyóvíz lebegőanyag tartalma az ülepítő hatékonyságától függ.

- Fölősiszap vezeték

Ezen a vezetéken keresztül történik az ülepítőből a fölő iszap elvezetése. A vezetéken átáramló iszap mennyiségének szabályozásával állítja be a program a reaktorokban az iszap-koncentrációt. A fölősiszap vezeték az iszaprecirkuláció vezeté­kével szoros kapcsolatban áll, mivel a két vezetéken összesen mindig az időegység alatt leülepedett teljes iszapmennyiséget el kell venni. Azaz ha a fölősiszap vezetéken több iszapot veszünk el, akkor az iszaprecirkulációs vezetéken kevesebb fog áramlani.

- Iszaprecirkuláció vezetéke

A fölősiszap vezeté­kkel együtt vesz részt a medencék iszap-koncentrációjának beállításában.

- Belső recirkuláció vezetéke

Ez a vezeték a levegőztető medencéből kivett iszap-víz keveréket viszi vissza jellemzően az anoxikus medencébe.

- Egyéb vezetékek

A fenti kategóriák egyikébe sem sorolható, kiemelt feladattal nem rendelkező vezetékek (például két medencét összekötő vezetékek).

6.1.7. BEFOLYÓ SZENNYVÍZ MINŐSÉGI ÉS MENNYISÉGI LEÍRÁSA

A modell számára nagyon fontos a befolyó paraméterek pontos megadása, hiszen sokszor 1-2 mg/l-es koncentrációkülönbség is átbillentheti a rendszert egy instabil működésbe vagy döntő lehet például a foszfor határértékre történő csökkentésének biztosításánál.

Az ASM2 modell alkotói 17 paramétert határoztak meg, ami kellően leírja a szennyvíz minőségét (5.5.4 fejezet).

Ezen felül a dinamikus számításoknál meg kell adni a szennyvíz mennyiségének napi ingadozását is. Mind a minőségi, mind a mennyiségi paramétereket 1-1440 db adat/nap részletességgel lehet meghatározni, ez legfeljebb percnyi pontosságú adatbetáplálást jelent.

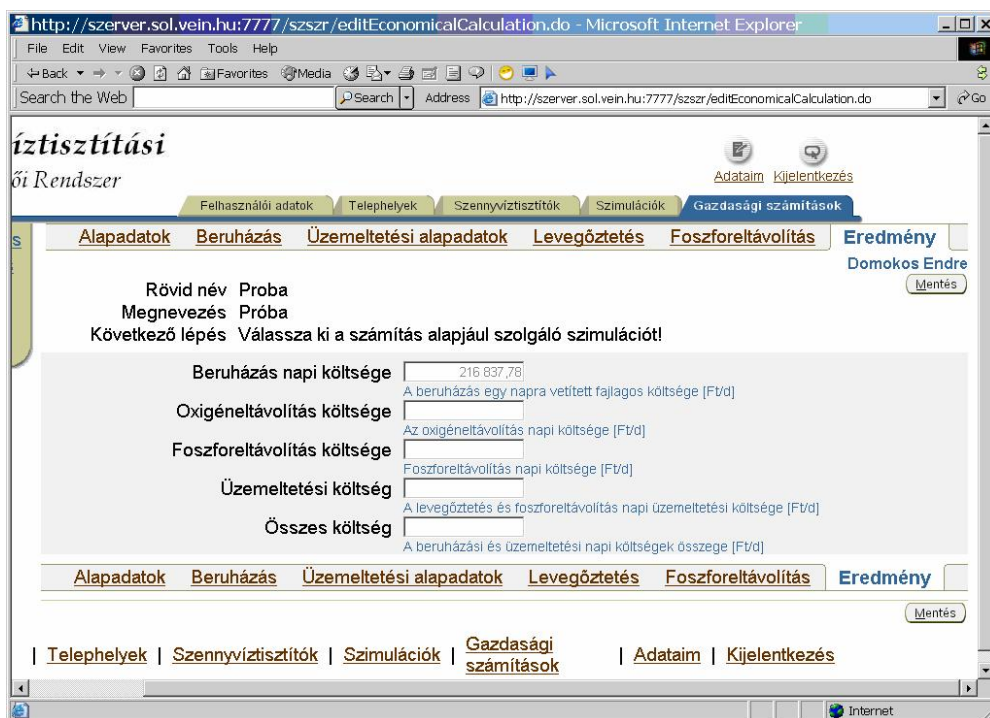
6.1.8. GAZDASÁGI SZÁMÍTÁS ALMODUL

A szoftver fel lett készítve a manapság egyre komolyabban figyelembe vett gazdasági elemzésekre. Így képes rá, hogy egy tisztító esetén képes legyen megbecsülni az üzemeltetési költségeket. Ez elsősorban a beruházást indító önkormányzatok esetében jelentős segítség, mivel általában e kérdést a kivitelezők nem szokták kiemelten kezelni, a tapasztalatlan önkormányzatok pedig nem figyelnek rá. Nem számolnak azzal, hogy míg az építésre jelentős támogatást kapnak a költségvetésből, addig az üzemeltetés teljes költségét a lakosságnak kell megfizetnie.

A költségbecslés két fő részből áll:

1. Egy részről a levegőztetés energia-igényét számítja ki a program, ezt képes statikus számítási alapján vagy tényleges szimulációs eredmények alapján megtenni.
2. Más részről a foszforeltávolítás költségével számol, ami lehet biológiai többletfoszfor eltávolítás vagy vegyszeres foszforeltávolítás is.

A gazdasági számításokban szereplő adatok rendszeresen az időszerű kereskedelmi árak alapján kerülnek frissítésre, illetve a felhasználó kézzel is beállíthat egyedi értékeket.



20. ÁBRA KÉPERNYŐKÉP A SZOFTVER GAZDASÁGI SZÁMÍTÁSTI FELÜLELTÉRŐL

6.2. PÉLDA EGY TELEP ÁTALAKÍTÁSÁNAK VIZSGÁLATÁRA

A példában egy régebbi – a program fejlesztése során kezdetektől referenciaként kezelt – feladatot ismerhetünk meg, ami jól mutatja a program lehetőségeit és a futtatási eredmények gyakorlati használhatóságát. A vizsgált alapjait egy 1997-es – a szerző közreműködésével végzett – négy hetes mérési sorozat képezi.

6.2.1. A TELEPRŐL

A szennyvíztisztító telep – berendezéseinek elhelyezése alább látható (21. ábra) – 1994 óta üzemel a vizsgált formájában. A tisztítót 48.000 m³-es napi terhelésre tervezték a korábbi írásos dokumentációk alapján ([58], Sütő V., 1996). A telep az év nagy részében városi típusú szennyvizet fogad be, de a vonzáskörzetben egy konzervgyár is működik, ami időszakosan jelentősen megváltoztatja a befolyó paramétereket.

A szennyvíztisztító telep műtárgyai és berendezései a következők:

- Szennyvízátemelő

A városban elválasztott rendszerű csatornahálózat működik, melynek tartalmát egy négy szivattyúból ($2 \cdot 840 + 2 \cdot 540 \text{ m}^3/\text{óra}$) álló rendszer juttatja a telepre.

- Rácsház

Az átemelőktől érkező vizet előbb egy 25 mm, majd egy 7 mm pálcaközü rácstisztítja. A rácsszemét víztelenítés után külön konténerben kerül tárolásra.

- Homokfogók

A finomrácsokat követően a szennyvíz ikerrendszerű homokfogóba kerül. A homokfogó egy medencéje 130 m^3 térfogatú, 7 m^2 keresztmetszetű. Az egyes kamrákban összegyűlt ásványi anyagot időprogram vezérlésű végtelenített láncos kotró távolítja el.

- Osztóaknák

A homokfogókból a szennyvíz osztóaknán keresztül az előülepítőkbe folyik. Az osztóaknába kerül visszavezetésre a reaktorból kikerülő fölösiszap is.

- Előülepítés

A tisztítótelepi négy darab Dorr típusú, sugárirányú átfolyású előülepítőből kettő 22 m, kettő pedig 25 m átmérőjű. Az előülepítők térfogata $670\text{-}670 \text{ m}^3$, illetve $800\text{-}800 \text{ m}^3$. Jelenleg a telepen az egyik 670 m^3 -es ülepítő fölösiszap elősűrítőként üzemel.

- Levegőztető medencék

Az előülepített szennyvíz a levegőztető medencékbe kerül, amely négy párhuzamos műtárgysorból áll. A medencékben az eleveniszap lebegésben tartását, körbeáramlását két Flygt SR 4430 típusú áramlaskeltő biztosítja. A mélylégbefúvást

Flygt Saintaire típusú, membrános levegőztető elemek végzik. Egy medence 4,5 m mély, kétszer 7,85 m széles és 42,7 m hosszú és 3000 m³-térfogatú.

- Utóülepítés

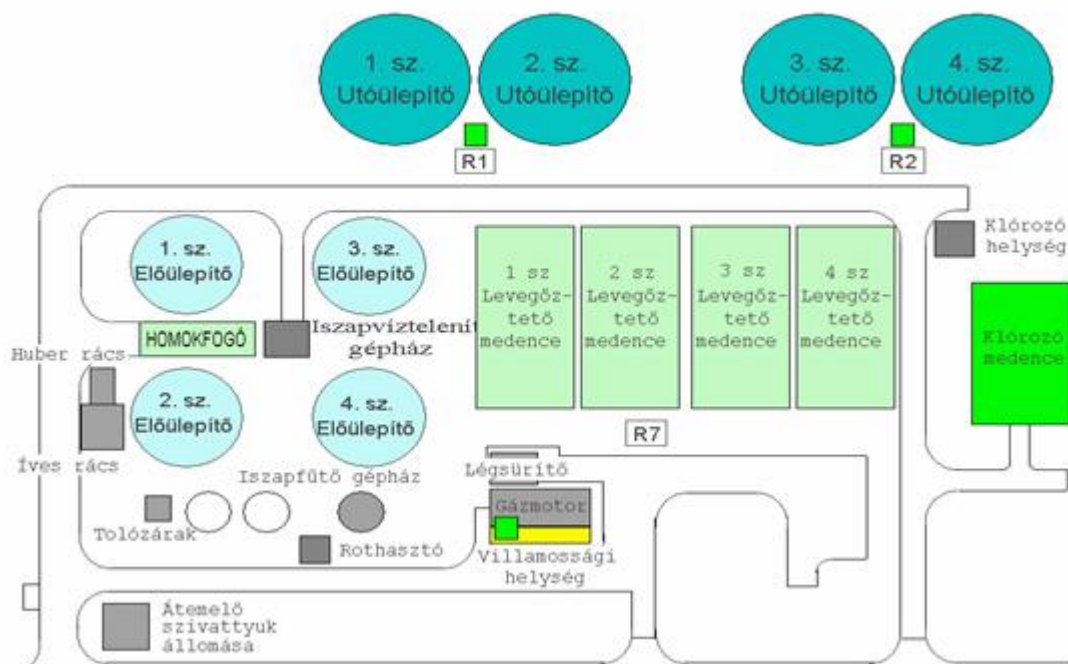
Egy levegőztető reaktorhoz egy 36 m átmérőjű Dorr-típusú utóülepítő csatlakozik. Két utóülepítőhöz tartozik egy recirkulációs akna.

- Fúvógépház

A fúvógépházban helyezkednek el az egyenként 9000 Nm³/óra teljesítményű Hibon fúvók. A fúvók közül kettő üzemi berendezés, egy melegtartalék.

- Fertőtlenítő

A telep elhagyása előtt a tisztított szennyvíz fertőtlenítési lehetőségére szolgál a fertőtlenítő műtárgy, amely 1000 m³ térfogatával biztosítja a megfelelő hatóidőt. (Jelenleg nem üzemel.)



21. ÁBRA A SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEP ÁTNÉZETI ÁBRÁJA

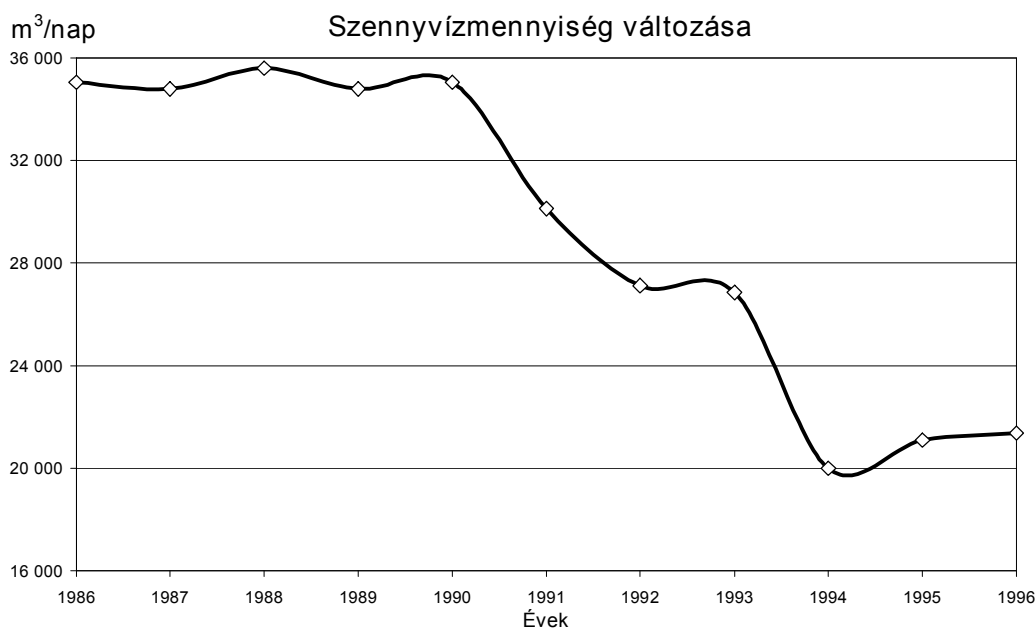
6.2.1.1. A TELEP TERHELÉSÉNEK ALAKULÁSÁRÓL

A vízfogyasztás 1995 óta gyakorlatilag 20.000-21.000 m³/nap értéken állandósodott a korábbi 35.000 m³/nap értékhez képest (22. ábra).

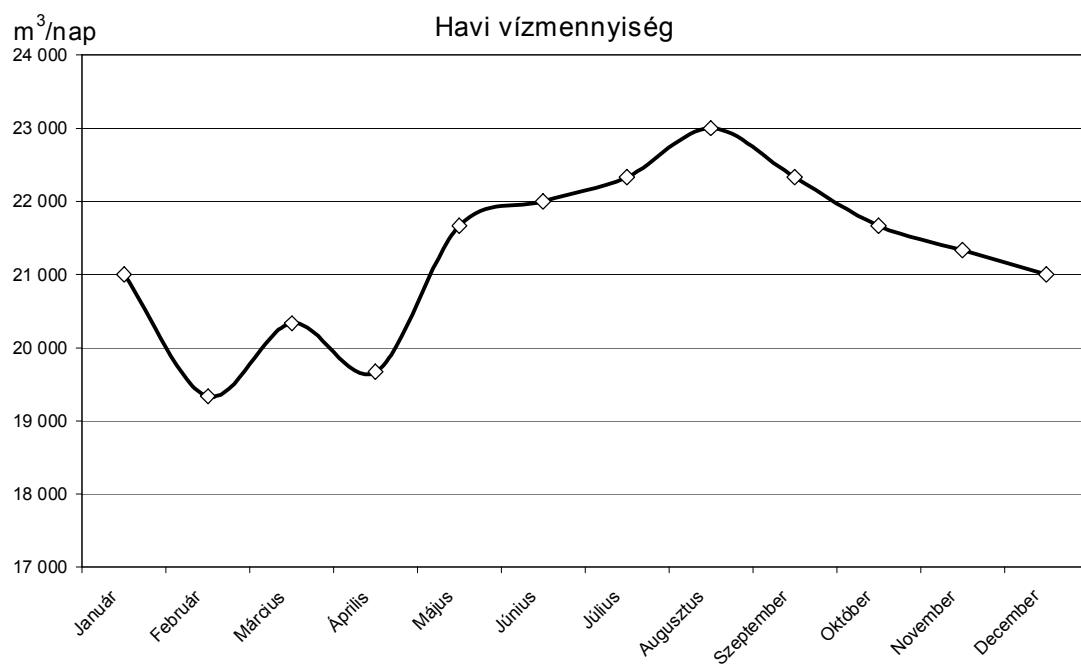
Az 1996-os évi vízhozam részletezése – 23. ábra – megmutatja, hogy az év nagy részében 21.000 m³/nap körül van a vízhozam, míg a konzervgyár feldolgozási időszakában felmehet 23.000 m³/napra is. Az 1996-97-es év gyakorlatilag hasonló tendenciát mutat, azzal az eltéréssel, hogy a vízhozam hétvégenként 15.000 m³/napos átlagra is csökkenhet.

A napi ingadozás természetesen szintén jelentős, ami részben a konzervgyári feldolgozás változásának, részben a lakosok életvitelének tudható be. A 24. ábra egy tipikus nyári nap változásait, míg a 25. ábra az éves átlagadatokat mutatja.

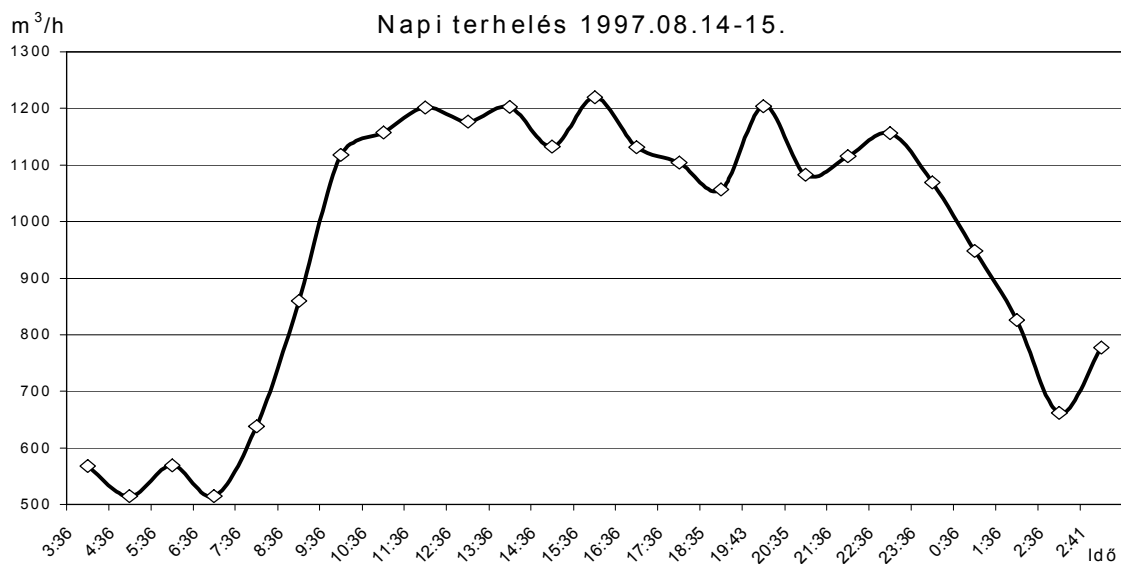
A napi változást vizsgálva kitűnik, hogy éjjeltől reggel nyolc óráig kevesebb, míg 9 órától egyre nagyobb vízmennyiség érkezik a telepre. A napi csúcsokat 11-14 és 20-22 óra környékén kapja a telep.



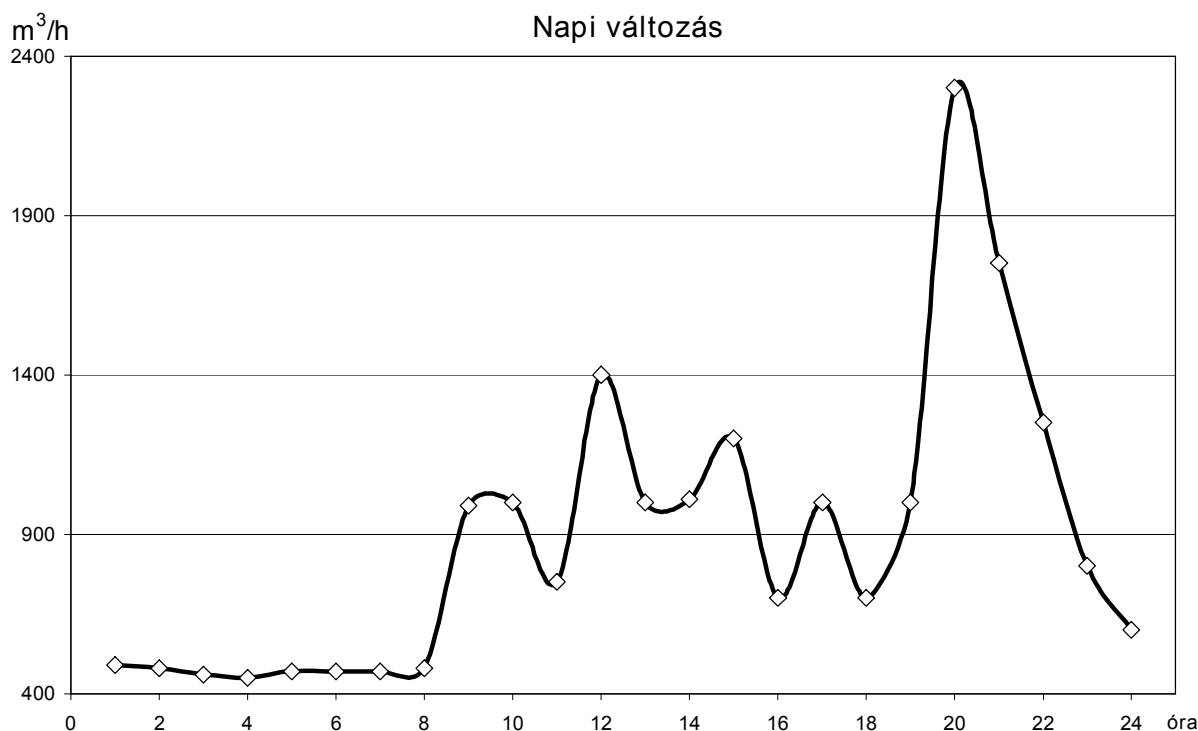
22. ÁBRA A TELEPRE BEFOLYÓ SZENNYVÍZMENNYISÉGEK ÉVI ÁTLAGA.



23. ÁBRA A TELEPRE BEFOLYÓ VÍZ HAVI ÁTLAGA 1996-BAN



24. ÁBRA A TELEPRE 1997.08.14-15-ÉN BEFOLYÓ SZENNYVÍZ MENNYISÉGÉNEK VÁLTOZÁSA



25. ÁBRA A TELEPEN 1996-BEN MÉRT TÉRFOGATÁRAMOK NAPI ÁTLAGA.

6.2.1.2. A TISZTÍTÓBA BEFOLYÓ SZENNYVÍZRŐL

A befolyó víz minőségi paramétereinek mérése az üzemi „kis” laborban, míg a részletesebb, komolyabb gépigényű méréseket a teleppel határos „nagy” laborban történt.

A rendszer O₂ ellátása a szondák alapján általában 1,5-5 mg/l között változott, ami bőséges oxigénellátásra utal, de ezeket az adatokat a gyakorlati tapasztalatok alapján kétkedve kell fogadni. A magas vízhőmérséklet és a nagy viszonylagos iszaptartalom miatt a kísérleti mérések során – az átlagosnál lényegesen kisebb terhelés mellett – végzett mérések szerint a teljes nitrifikáció melletti nagy oldott oxigén tartalom miatt csak kis mértékű denitrifikáció zajlott le (4. táblázat-11. táblázat). Biológiai többletfoszfor eltávolítás gyakorlatilag nem volt.

A 1997.08.12-i mérések, kedden, egy nagy terhelésű napon történtek. A következő mérés négy nap múlva, 1997.08.16-án, szombaton történt. A szombati nap érdekessége,

hogy az előtte való nap csőtörés volt a telep egyik bevezető ágán, ezért a szombati nap folyamán a telep csak kb. 5000 m³/napos terheléssel üzemelt.

A két nap adatait összehasonlítva kitűnik, hogy a befolyó szennyvíz KOI-e közel 25%-al alacsonyabb szombaton, mint kedden. Mivel ehhez a lecsökkent KOI terheléshez is teljes kapacitással dolgoztak a levegőztető szivattyúk, így a közel 50%-kal magasabb ammónium-ion szintet is teljesen el tudta oxidálni a rendszer. Ekkor az elfolyó víz nitrát tartalma elérte 60 mg/l-es értéket is.

A tisztító összes foszfor terhelése közel 200%-al megnőtt a keddi szinthez képest, ami elsősorban a hétvégi nagymosásoknak köszönhető. Ennek ellenére a telep elfolyó vizében – az iszap kiváló pufferkapacitásának köszönhetően – alig változott a foszfor koncentráció.

A biológiai tisztító rendszer terhelése a minőségi paraméterek mérése ellenére nehezen pontosítható, mivel a medencék kézi szabályozású elosztóknán keresztül kapják a szennyvizet, így az egyes medencékre jutó terhelést csak közelítőleg lehet megállapítani!

A terhelés pontosításához csak az adatgyűjtés alatt végzett mérések adhattak volna támpontot. Mivel ez utóbbi mérések csak pontminták, valamint ezen felül, a levegőztető medencékben elhelyezett szondák adatait kalibrált kézi szondával ellenőrizve $\pm 1-2,5$ mgO₂/l-es eltéréseket lehetett tapasztalni, ezért a telep dinamikájának bemutatására csak közelítőleg lehetséges.

* C₁₋₄ a négy levegőztető medence bukóélénél vett minta.

** A jelzett időpontoknál lévő adatok a labor által használt bikarbonátos mérési módszer alacsony érzékenysége miatt nem fedik a valóságot. A szabvány szerint a 30 mg/l-es KOI-nál kisebb értékeket <30, míg a 10-nél kisebb értékeket <10-el kellene jelölni.

1997.08.12.		NH ₄ -N (mg/l)				
Mintavétel	8 óra	10 óra	12 óra	14 óra	16 óra	18 óra
helye \ ideje						
Befolyó	13,7	14,8	28,4	36,4	32,8	31,4
C ₁ [*]	0,18	0,16	0,10	0,16	0,12	0,18
C ₂ [*]	0,19	0,13	0,11	0,20	0,15	0,15
C ₃ [*]	0,18	0,15	0,15	0,28	0,15	0,20
C ₄ [*]	0,16	0,13	0,12	0,28	0,14	0,21
Elfolyó	0,27	0,18	0,14	0,19	0,12	0,16

4. TÁBLÁZAT AZ 1997.08.12-I MÉRÉS EREDMÉNYEI NH₄-N-RE.

1997.08.12.		NO ₃ (mg/l)				
Mintavétel	8 óra	10 óra	12 óra	14 óra	16 óra	18 óra
helye \ ideje						
Befolyó	3	1	1	4	6	3
C ₁ [*]	84	63	63	81	80	57
C ₂ [*]	72	63	53	64	76	53
C ₃ [*]	47	38	29	45	45	33
C ₄ [*]	54	45	36	43	52	37
Elfolyó	70	60	35	51	60	41

5. TÁBLÁZAT AZ 1997.08.12-I MÉRÉS EREDMÉNYEI NO₃-RA.

1997.08.12.		KOI (mg/l)				
Mintavétel	8 óra	10 óra**	12 óra**	14 óra**	16 óra	18 óra
helye \ ideje						
Befolyó	864	768	618	713	776	824
C ₁ [*]	29	29	28	38	48	38
C ₂ [*]	38	29	28	38	44	39
C ₃ [*]	19	29	28	38	48	39
C ₄ [*]	29	29	28	38	39	44
Elfolyó	29	29	31	38	46	48

6. TÁBLÁZAT AZ 1997.08.12-I MÉRÉS EREDMÉNYEI KOI-RE.

1997.08.12.		ΣP (mg/l)				
Mintavétel	8 óra	10 óra	12 óra	14 óra	16 óra	18 óra
helye \ ideje						
Befolyó	7,4	7,3	7,5	9,1	9,4	9,3
C ₁ [*]	6,4	6,2	6,3	7,3	6,2	7,9
C ₂ [*]	7,4	6,1	6,2	7,0	6,4	9,0
C ₃ [*]	6,2	5,6	5,7	6,8	5,7	6,9
C ₄ [*]	6,5	5,8	5,8	7,0	6,5	7,3
Elfolyó	6,7	5,9	6,9	7,4	6,6	7,5

7. TÁBLÁZAT AZ 1997.08.12-I MÉRÉS EREDMÉNYEI ΣP -RA.

1997.08.16.		NH_4-N (mg/l)			
Mintavétel	8	11	14	17	20
helye \ ideje					
Befolyó	32,6	39	50	49	45
C ₁ [*]	0,3	0,2	0,4	0,4	0,4
C ₂ [*]	0,14	0,3	0,3	0,5	0,3
C ₃ [*]	0,14	0,2	0,3	0,6	0,3
C ₄ [*]	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2
Elfolyó	0,14	0,13	0,12	0,1	0,14

8. TÁBLÁZAT A 1997.08.16-I MÉRÉS EREDMÉNYEI NH_4-N -RE.

1997.08.16.		NO_3 (mg/l)			
Mintavétel	8	11	14	17	20
helye \ ideje					
Befolyó	8,8	4,5	5,2	5,2	6,0
C ₁ [*]	96	80	94	105	88
C ₂ [*]	100	83	85	104	87
C ₃ [*]	67	63	68	96	73
C ₄ [*]	100	74	73	134	79
Elfolyó	51	59	59	34	62

9. TÁBLÁZAT A 1997.08.16-I MÉRÉS EREDMÉNYEI NO_3 -RA.

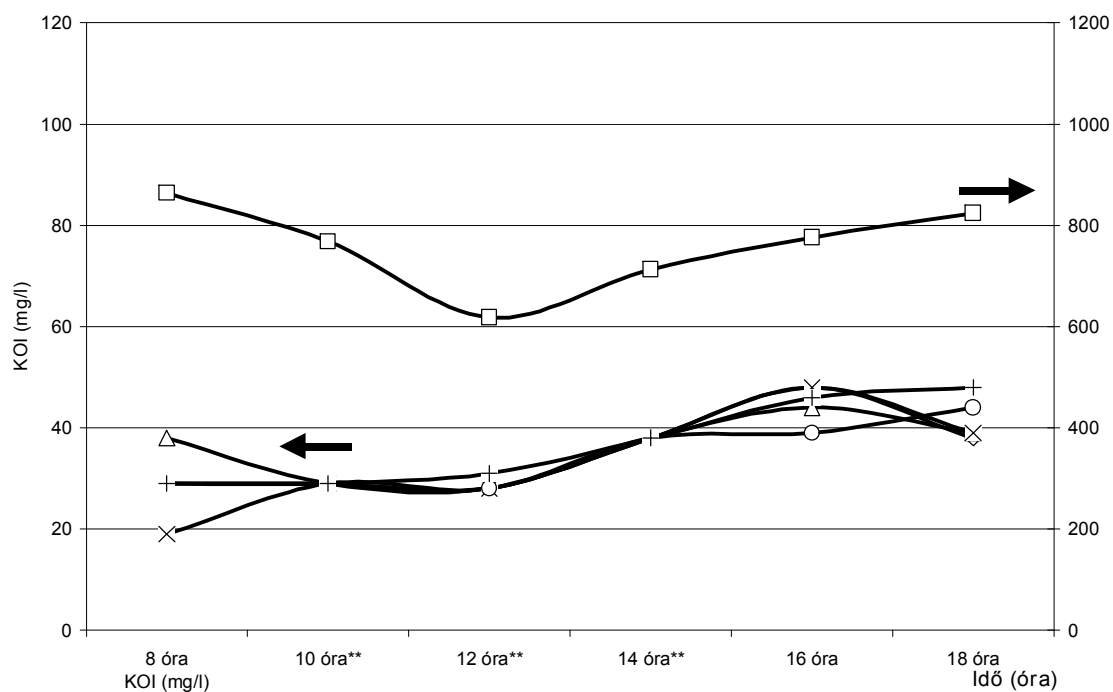
1997.08.16.		KOI (mg/l)			
Mintavétel	8	11	14	17	20
helye \ ideje					
Befolyó	1100	650	500	530	660
C ₁ [*]	28	28	38	47	47
C ₂ [*]	19	38	28	37	47
C ₃ [*]	19	19	9	38	85
C ₄ [*]	38	28	28	28	47
Elfolyó	38	10	28	38	60

10. TÁBLÁZAT A 1997.08.16-I MÉRÉS EREDMÉNYEI KOI-RE.

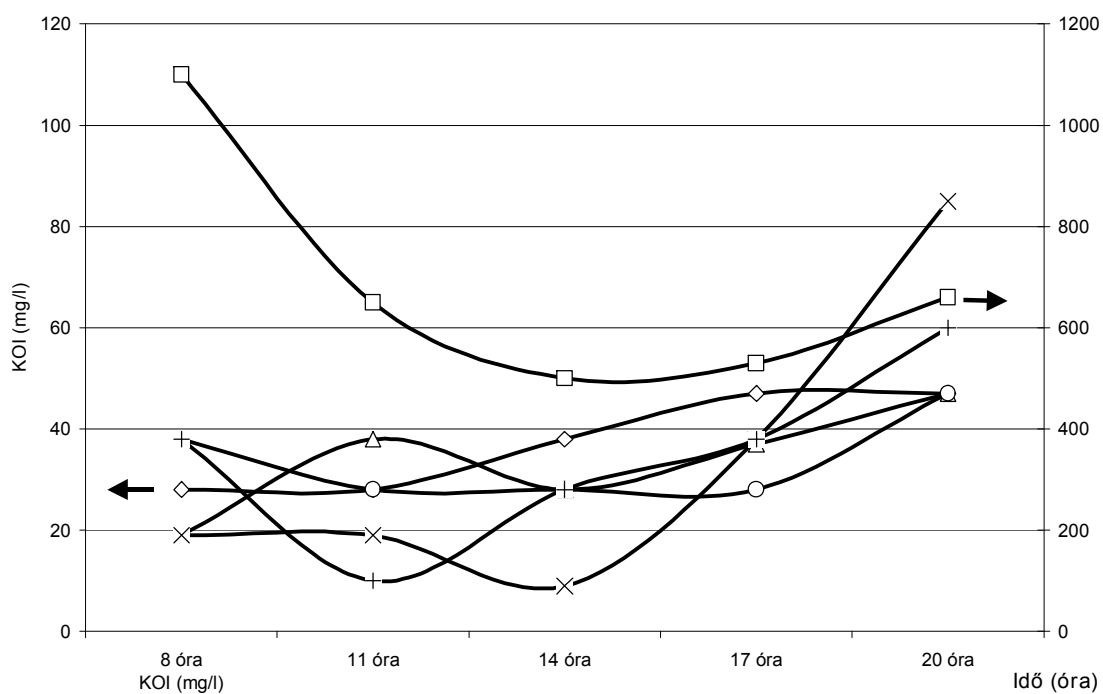
1997.08.16.		ΣP (mg/l)			
Mintavétel	8	11	14	17	20
helye \ ideje					
Befolyó	24,2	11,8	11,1	13,0	15,2
C ₁ [*]	9,1	6,6	7,4	7,0	8,1
C ₂ [*]	8,3	6,7	7,1	6,6	7,5
C ₃ [*]	7,4	6,7	7,6	7,6	7,2
C ₄ [*]	7,0	6,8	7,7	7,1	7,1
Elfolyó	7,9	6,0	6,2	8,1	6,4

11. TÁBLÁZAT A 1997.08.16-I MÉRÉS EREDMÉNYEI ΣP-RA.

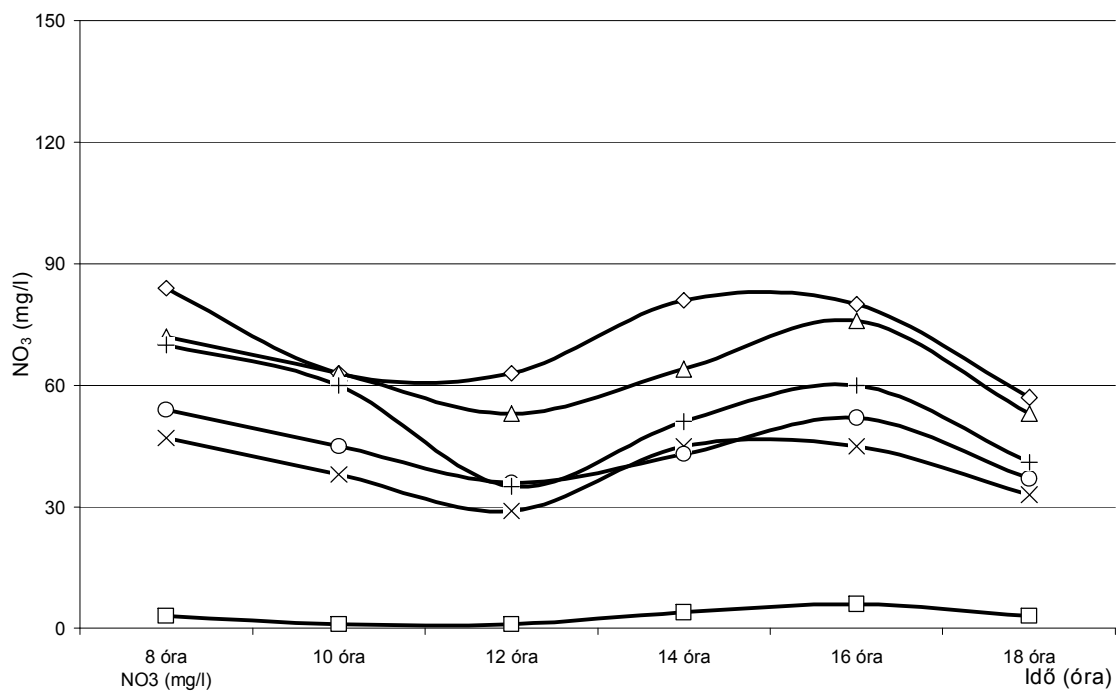
A keddi, nagy terhelésű és a szombati kis terhelésű adatok alább láthatók (26. ábra-33. ábra).



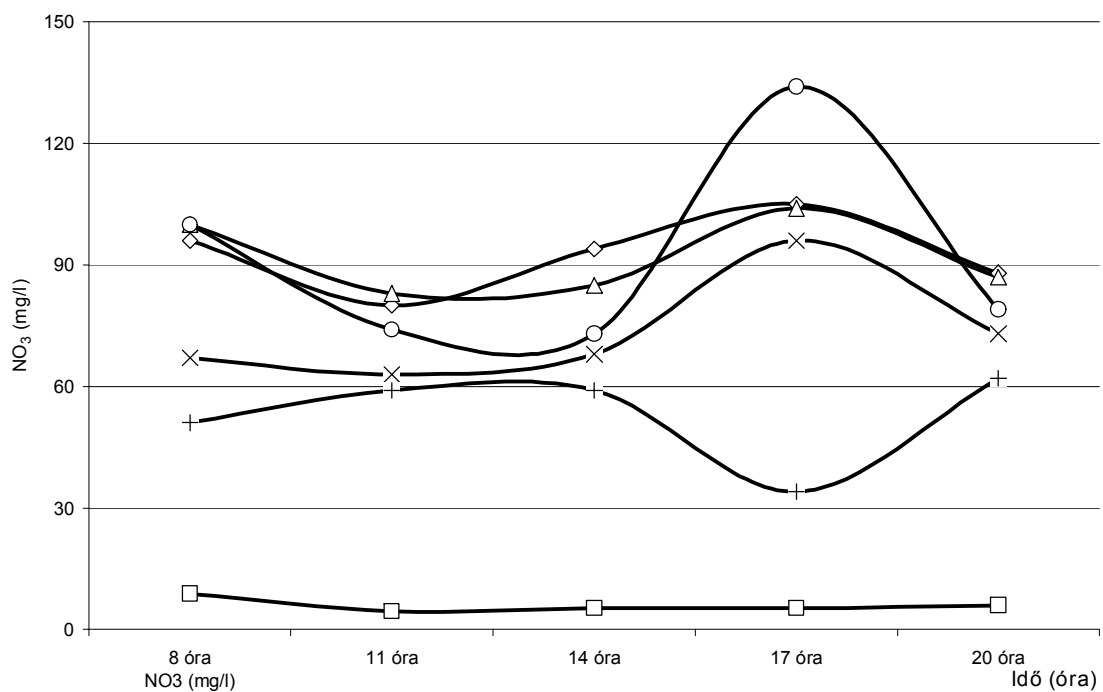
26. ÁBRA A KOI VÁLTOZÁSA A TELEPEN NAGY TERHELÉS ESETÉN



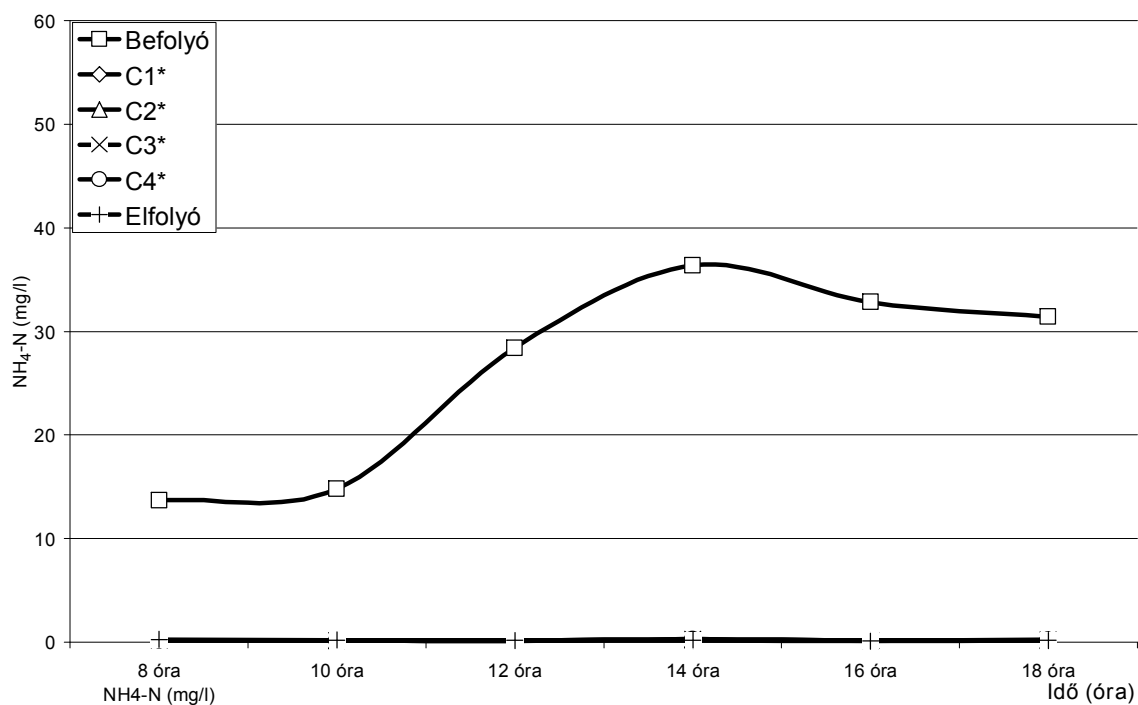
27. ÁBRA A KOI VÁLTOZÁSA A TELEPEN KIS TERHELÉS ESETÉN



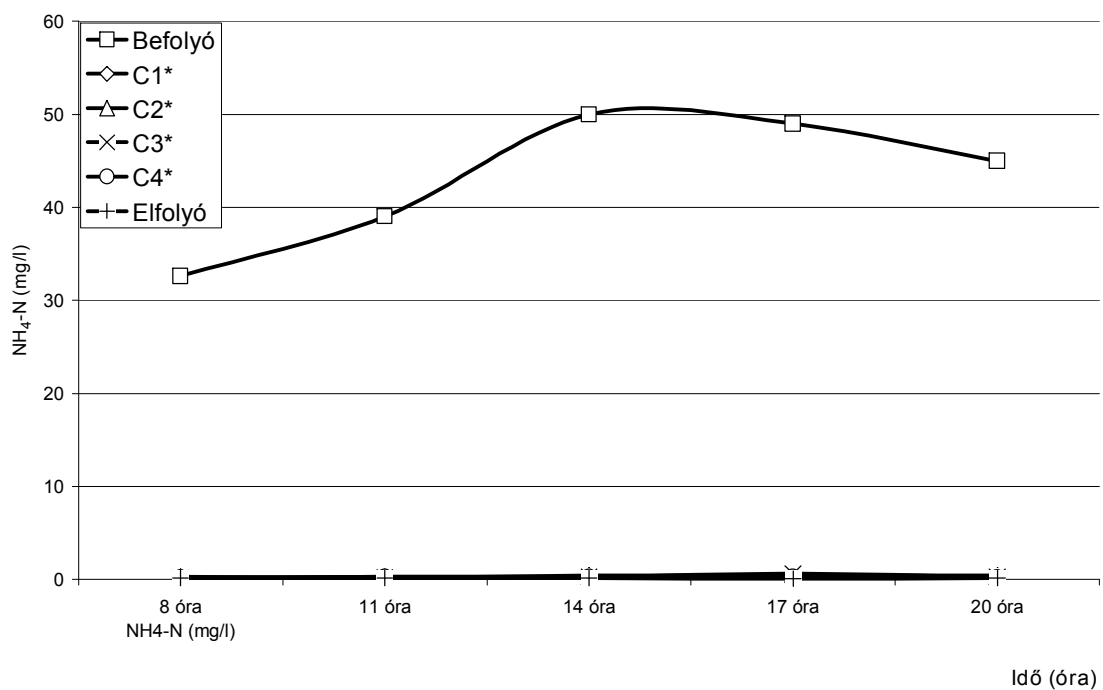
28. ÁBRA A NO_3 KONCENTRÁCIÓ VÁLTOZÁSA A TELEPEN NAGY TERHELÉS ESETÉN



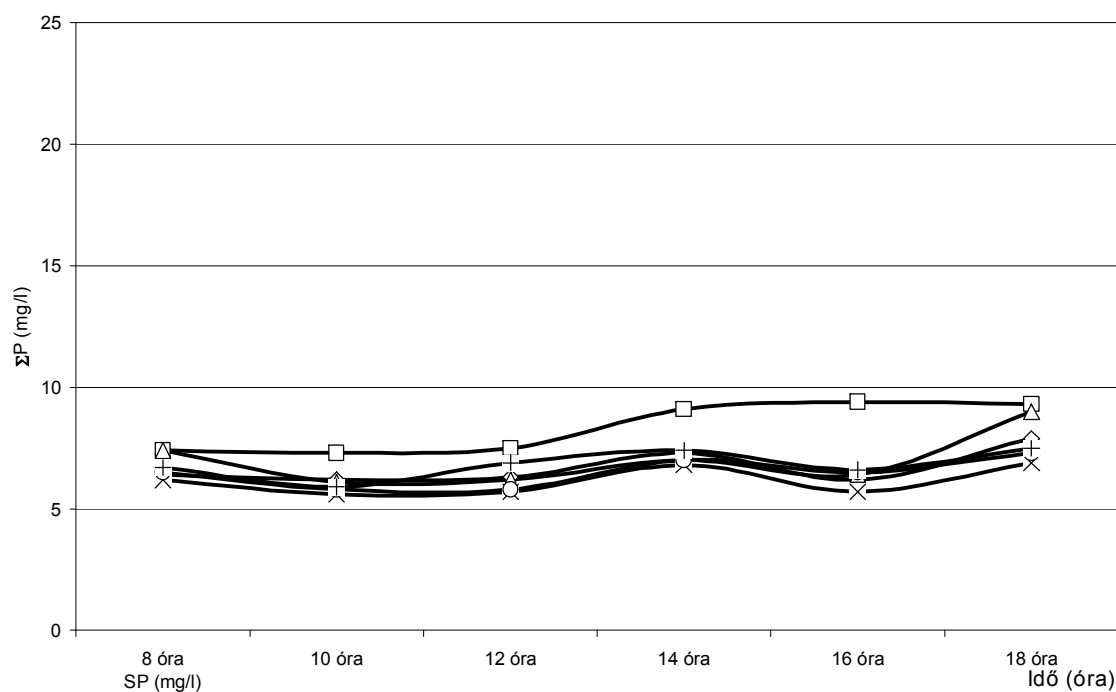
29. ÁBRA A NO_3 KONCENTRÁCIÓ VÁLTOZÁSA A TELEPEN KIS TERHELÉS ESETÉN



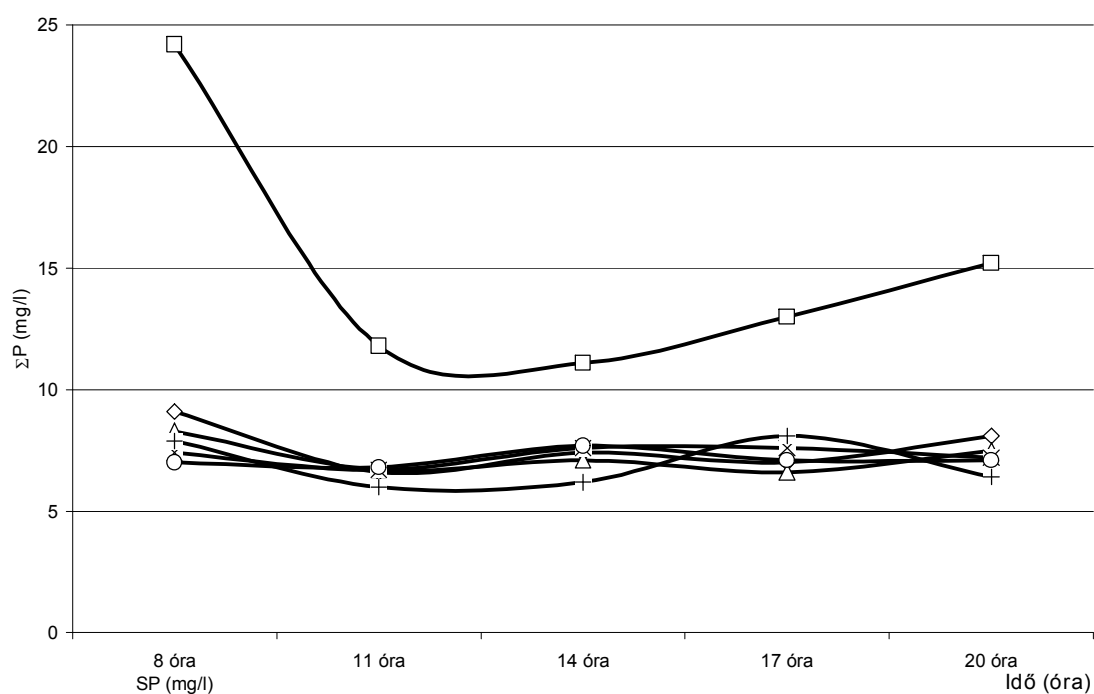
30. ÁBRA AZ $\text{NH}_4\text{-N}$ KONCENTRÁCIÓ VÁLTOZÁSA A TELEPEN NAGY TERHELÉS ESETÉN



31. ÁBRA AZ $\text{NH}_4\text{-N}$ KONCENTRÁCIÓ VÁLTOZÁSA A TELEPEN KIS TERHELÉS ESETÉN



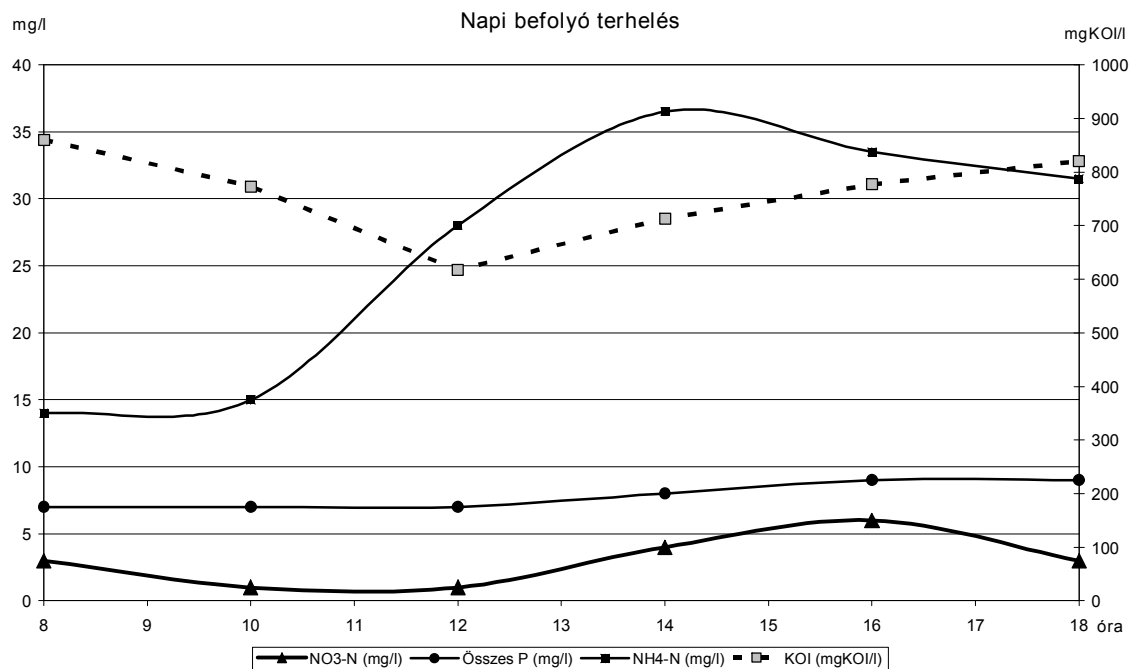
32. ÁBRA AZ ΣP KONCENTRÁCIÓ VÁLTOZÁSA A TELEPEN NAGY TERHELÉS ESETÉN



33. ÁBRA AZ ΣP KONCENTRÁCIÓ VÁLTOZÁSA A TELEPEN KIS TERHELÉS ESETÉN

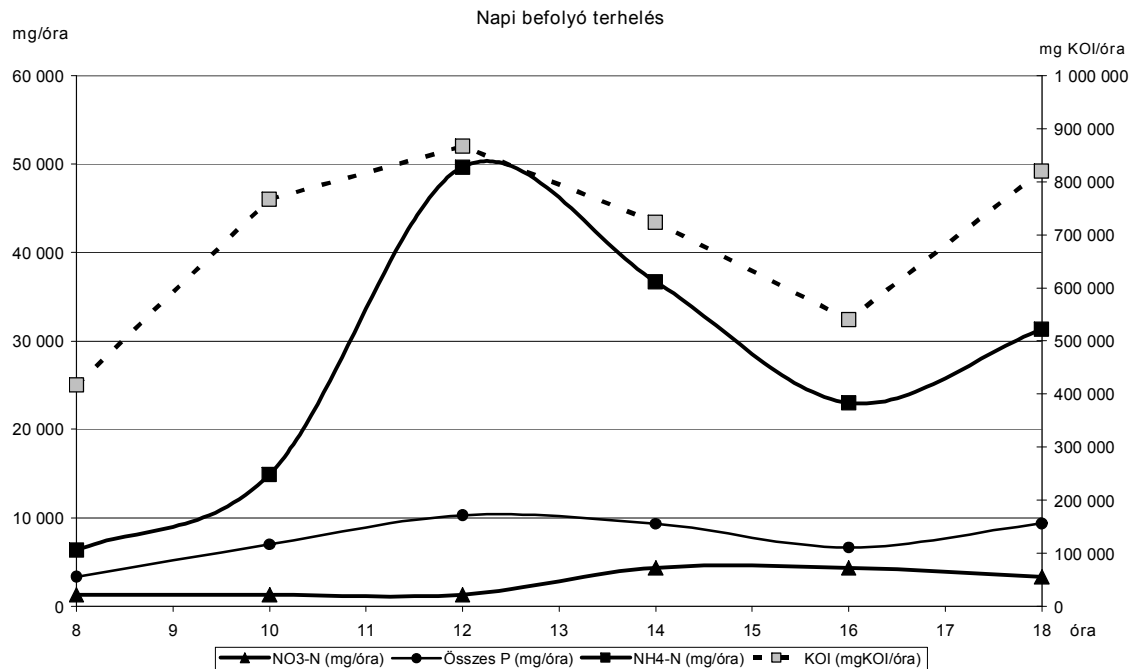
6.2.1.3. A SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TERHELÉSÉNEK LEÍRÁSA

A mért adatok alapján a vízhozamhoz hasonló tápanyag-koncentrációt leíró napi görbét kell feltételezni. Ezt a mérési adatokat bemutató 34. ábra is alátámasztja. A 8 és 18 órakor tapasztalható KOI csúcs a konzervgyári műszakváltás eredménye, amikor is az előző műszak főző- és mosóvizeit leengedik.



34. ÁBRA A SZENNYVÍZTELEPRE BEFOLYÓ VÍZ ÖSSZETÉTELE

A vízhozam és a szennyvíz-koncentrációk figyelembevételével a biológiai tisztító terhelése (a mechanikai előtisztítást is beszámítva) alább látható (35. ábra). A hétvégén a terhelés ettől eltérő. Általában alacsonyabb a hétköznapi, de a lakossági vízhozam rossz idő esetén kiugróan megnőhet. Ezzel szemben az ipar hétvégén is állandó terhelést jelent a tisztító számára.



35. ÁBRA A TELEPRE BEFOLYÓ ÁTLAGOS TERHELÉS EGY NYÁRI NAPON.

6.2.1.4. A TISZTÍTÓ TERHELÉSÉNEK ALAKULÁSA A VIZSGÁLAT IDŐSZAKBAN

A mérések alapján a tisztító napi szennyvízterhelése $\sim 20.000 \text{ m}^3$. Az átlagos BOI_5 koncentráció, amivel a szennyvíz az előülepítést követően a levegőztető egységekre kerül, $250\text{--}300 \text{ mgBOI}_5/\text{l}$. Az ebből számítható napi biológiai terhelés:

$$B_{\text{nap}} = 20.000 \frac{\text{m}^3}{\text{nap}} * 0,3 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = 6.000 \frac{\text{kgBOI}_5}{\text{nap}}$$

$$V_R = 4 * 3.000 \text{ m}^3 = 12.000 \text{ m}^3$$

$$M_X = 12.000 \text{ m}^3 * 2,5 \frac{\text{kgLA}}{\text{m}^3} = 30.000 \text{ kgLA}$$

$$\text{RELATÍV ISZAPTERHELÉS} = \frac{6.000 \frac{\text{kgBOI}_5}{\text{nap}}}{30.000 \text{ kgLA}} = 0,2 \frac{\text{kgBOI}_5}{\text{kgLA} * \text{nap}}$$

6.2.1.5. NITRIFIKÁCIÓ - DENITRIFIKÁCIÓ

Az iszapterhelés a nitrifikáció szempontjából csak nyáron megfelelő, és akkor is csak jó O_2 ellátottság esetén, ami a telepen biztosított. (A mérések során, az utóülepítők elfolyó

vízében többször is 2,5 mg/l fölötti oxigén-koncentrációt lehetett tapasztalni, ami jelentős többletenergia felhasználását jelenti!)

A téli üzemeltetésnél a szennyvízhozam valamelyest csökken, továbbá az ipari szennyvíz részaránya miatt, a víz hőmérséklet a tisztán települési szennyvízénél kedvezőbben alakulhat. Ehhez viszont jól megtervezett vízbevezetésre és a biológiára jutó víz pontos szabályozására van szükség.

A korábbi mérési adatok alapján az 1996-97. év telének viszonylagos iszap-, átlagos oldott oxigén koncentrációja és az elfolyó víz $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalmából megállapítható, hogy az iszapkoncentráció – és ezzel párhuzamosan az iszappor – növelésével a nitrifikációt biztonságosabbá lehet tenni. A medencék oldott oxigén koncentrációját figyelembe véve ezt a koncentrációnövekedést elvileg meg lehet tenni.

A denitrifikáció a szennyvíztisztító telepen igen változatosan alakult. A beüzemelést követően a levegőztetés időszakos leállítása megszűnt, így anoxikus szakaszok már nem tudtak kialakulni a rendszerben.

Mérsékeltabb levegőztetés esetén az iszappelyhekben lejátszódó szimultán denitrifikáció teljesen kialakulhatna.

A denitrifikáció korábbi tervezésénél 3.000 illetve 6.000 m³ reaktortérfogatot kívántak anoxikus zónaként elkülöníteni. Ezzel viszont tovább csökkentették volna az oxikus iszapport, ami a jelenlegi 12.000 m³-es reaktortérfogat esetén is kritikus szinten van.

Ezért csak további reaktortérfogat kiépítésével, vagy a levegőztetés intenzitásának drasztikus növelésével biztosítható a hatékony nitrifikáció – denitrifikáció.

6.2.1.6. FOSZFORELTÁVOLÍTÁS

A 32. ábra jól mutatja, hogy a telep semmilyen többletfoszfor eltávolító képességgel nem rendelkezik. Ahhoz, hogy a biomassza ilyen irányú folyamatai kialakuljanak anaerob teret kellene biztosítani.

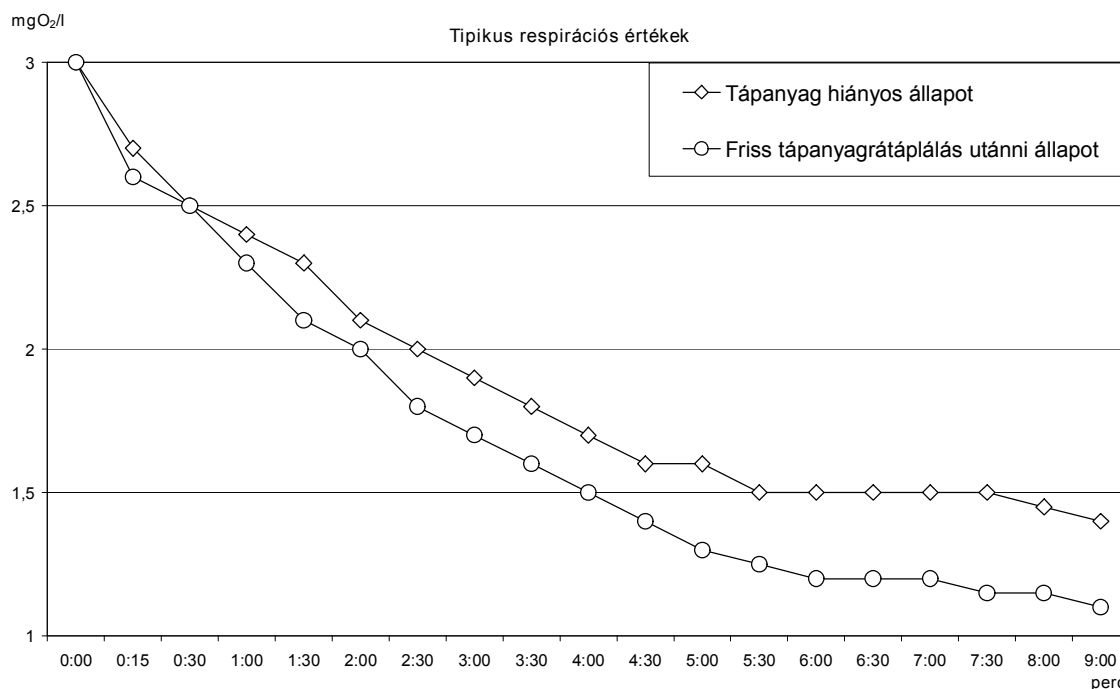
Vegyszeres (Fe, Al) kezeléssel szintén el lehet érni többletfoszfor eltávolítást, amire leggazdaságosabban a szintén a telep tulajdonosának ivóvíztisztító telepén keletkező $\text{Fe}(\text{OH})_3$ iszapot lehet használni. E megoldás különösen hatékony lehet, ha az iszapvízzel kerül vissza sok foszfor a biológiára. Mivel ez a helyzet tapasztalható, ezért a $\text{Fe}(\text{OH})_3$ iszap használata különösen indokolt. (A vasiszap mangán és arzén tartalma olyan alacsony, hogy a bekeveredés során szinte kimutathatatlan koncentrációra hígul.)

Ha mégis biológiai foszforeltávolítás válik szükségessé, akkor biztosítani kell a jó tápanyagellátást, ami lecsökkentheti a szükséges anaerob szakasz méretét. Ehhez pontosítani kell a nyers szennyvíz könnyen felvehető BOI részarányát (respirációs mérések), hogy a tervezést finomítani lehessen.

6.2.1.7. RESPIRÁCIÓS MÉRÉSEK

Ez a mérés magának a rendszer terhelésének jellemzésére is jól használható és folyamatos tájékoztatást ad az eleveniszap állapotáról is.

Az adatgyűjtés alatt több napon keresztül respirációs méréseket végeztem a telep levegőztető medencéiből. A 36. ábra jól megmutatja a respirációs görbe elején fellépő jelentős oxigén-koncentráció jelentős csökkenése, ami a könnyen felvehető tápanyagok arányáról tájékoztat (0'00''-0'30''). Ennek meredeksége és hossza lényeges a foszforeltávolítás tervezéséhez. Ezután még mindig jelentős csökkenés tapasztalható (0'30''-6'00''), ami a vízben lévő nehezebben felvehető tápanyagok mennyiségére jellemző. A görbe ellaposodó vége pedig már csak az endogén légzésre utal, amely az elhalás és hidrolízis révén létrejövő tápanyagok fogyasztásakor lép fel.



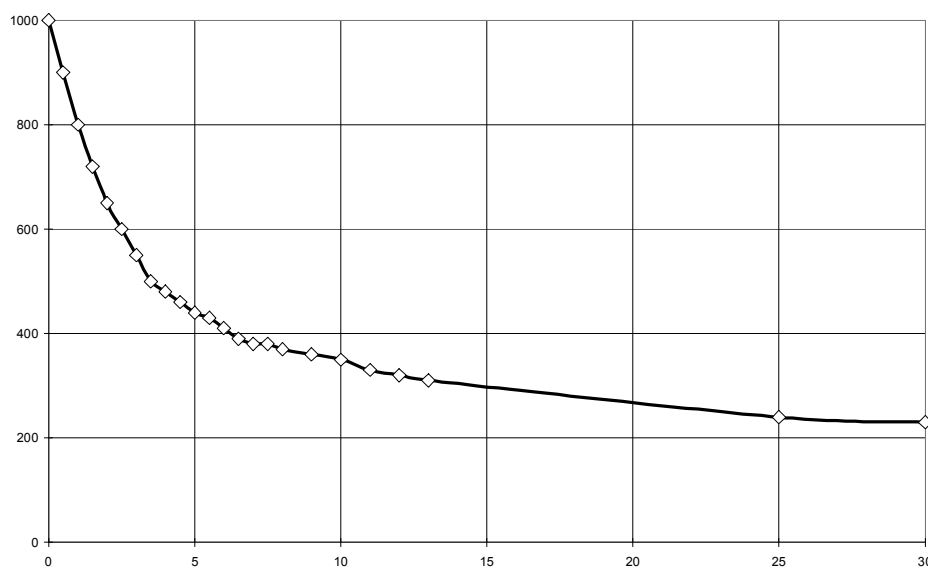
36. ÁBRA KIS TERHELÉSSSEL ÜZEMELŐ – TÁPANYAGHIÁNYOS – ÉS FRISS TÁPANYAGRÁTÁPLÁLÁS UTÁNI ELEVENISZAP RESPIRÁCIÓS GÖRBÉJE.

6.2.1.8. ÜLEPEDÉSI GÖRBÉK VIZSGÁLATA

A modell pontos kalibrációjához elengedhetetlen volt az iszapüledési jellemzők vizsgálata. A mérések eredményei alább láthatóak (37. ábra; $X=4000$ mg/l, $M_i=140$).

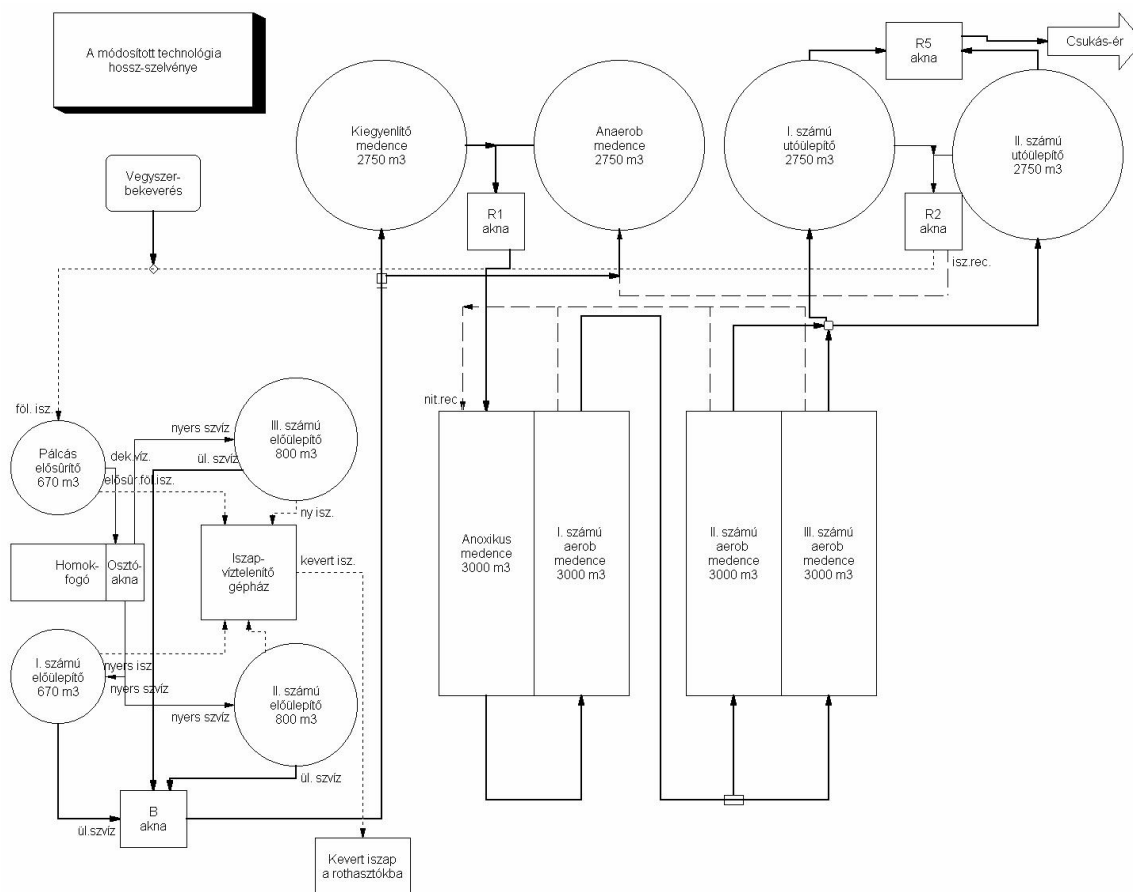
A grafikon alapján megállapítható, hogy az iszap kezdetben kiváló üledési jellemzőket mutat – szinte kizuhan a rendszerből – majd a 12-13. perctől kezdődően jelentősen lassul az üledés (a négy hét alatt többször is vizsgálva lett az iszapüledés, hasonló eredménnyel). A görbe felvétele azért jelentős, mert ebből meg lehet állapítani az iszapelvétel optimális idejét és az ülepítők legnagyobb terhelését is.

Az utóülepítők jelenleg kiválóan működnek. Igaz esténként az iszapelvétel előtt, a tömörebb iszap elvétele miatt néhány órára leállítják a recirkulációt, ami a tapasztalatok szerint gyakran okoz iszapfelúszást.



37. ÁBRA A SZENNYVÍZTISZÍTÓ TELEP ISZAPJÁNAK 30 PERCES ÜLEPEDÉSI GÖRBÉJE.

6.2.2. A TERVEZETT VÁLTOZTATÁSOK



38. ÁBRA A TELEP TERVEZETT ÁTALAKÍTÁSA

A telep vezetősége felismerte, hogy a szigorúbb határértékek bevezetése előtt át kell alakítani a techológiát. Ennek érdekében a vállalat szakemberi elkészítették a jelenlegi telep átkötésének vázlatát (38. ábra). Bár mint később látni fogjuk, ez nem a legjobb terv, de a vállalat kérésére ezt a változatot vizsgáltam.

Az átalakítás új műtárgy építése nélkül kívánja megoldani a harmadik fokozatú tisztítást. A továbbiakban a fenti terv modellezése és a kapott eredmények kiértékelése található.

6.2.2.1. A TERV BEMUTATÁSA

A szennyvíz a homokfogóból az osztóaknába kerül, ahonnan a három előülepítőre vezetik rá. Az előülepítők összes térfogata 2×800 illetve 670 m^3 , amihez 490 illetve 380 m^2 -es felület tartozik. Ez összesen 1360 m^2 -es felület, ami a minimális $500 \text{ m}^3/\text{órás}$ terhelésnél $0,36 \text{ m}/\text{órás}$, maximális $1300 \text{ m}^3/\text{órás}$ terhelésnél pedig $1,04 \text{ m}/\text{órás}$ felületi terhelést jelent. Az előülepítő primer iszapját az fölösiszap elősűrítőből nyert iszappal keverve a biogáz előállító toronyba vezetik, a termelt gázból pedig elektromos áramot állítanak elő.

Az előülepített szennyvíz közvetlenül az anaerob medencébe, vagy egy 2750 m^3 -es kiegyenlítő medencébe jut, ahol elindulnak a hidrolízis folyamatai. A kiegyenlítőből illetve az ülepítőből a szintén 2750 m^3 -es anaerob medencébe érkezik a szennyvíz. Innen egy 3000 m^3 -es anoxikus medencébe kerül a szennyvíz, ahova a nitrátban dús szennyvizet is recirkuláltatják. Ezután a tisztítandó víz egy kaszkádsorra érkezik, először az I.-es számú, nagyobb terhelésű, 3000 m^3 -es levegőztető medencébe kerül, ahonnan a II. és III. kisebb terhelésű levegőztető medencébe vezetik. A tisztított szennyvíz ezután a $2 \times 2750 \text{ m}^3$ -es $2 \times 1017 \text{ m}^2$ -es felületű utóülepítőbe kerül, végül a tisztított elfolyó-vizet a közeli folyó vizébe vezetik.

6.2.2.2. A SZIMULÁCIÓ EREDMÉNYÉNEK ÉRTÉKELÉSE

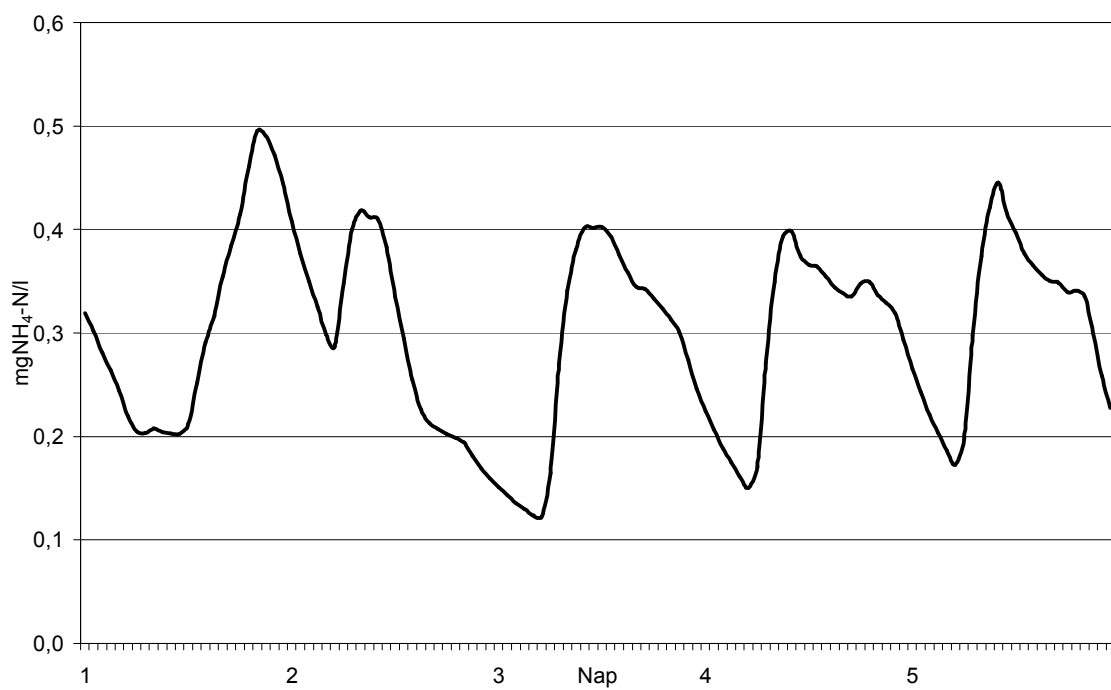
A szimulációhoz használt minőségi paramétereket a 47. ábra, míg a hidraulikus terhelési adatokat a 24. ábra mutatja.

A szimuláció eredményei alább láthatóak (39. ábra-46. ábra). Mint a grafikonból is kitűnik, a tervezett átalakítás esetén az ammónium-ion koncentráció kisebb mint $1 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$, míg a nitrát koncentráció $3\text{-}6 \text{ mgNO}_3\text{-N/l}$ közé áll be. A rendszer többlet biológiai foszforeltávolításra ilyen kiépítettségben sem képes, elsősorban az alacsony (8,5 napos) iszapkor miatt, de az ebből adódó esetleges határérték túllépés megoldható az 6.2.1.6 fejezetben vázolt vegyszeres foszforeltávolítással.

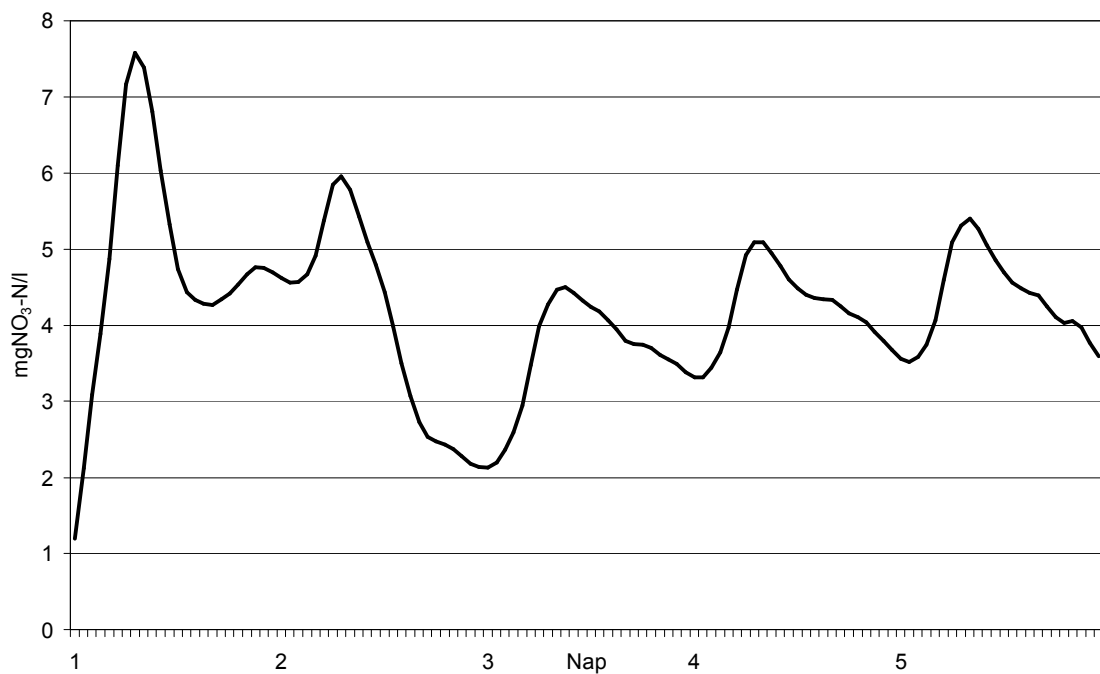
Sajnos ezek a jó értékek csak nyáron igazak, ha a víz hőmérséklete 15°C alá süllyed (ami télen gyakran előfordul), akkor igen rossz elfolyó vizet fog a rendszer produkálni. Ezt a helyzetet a hőmérséklet csökkenésével tovább súlyosbodik, míg kb. 10°C -on szinte teljesen leáll a nitrifikáció (43. ábra-46. ábra).

6.2.2.3. ÉRTÉKELÉS

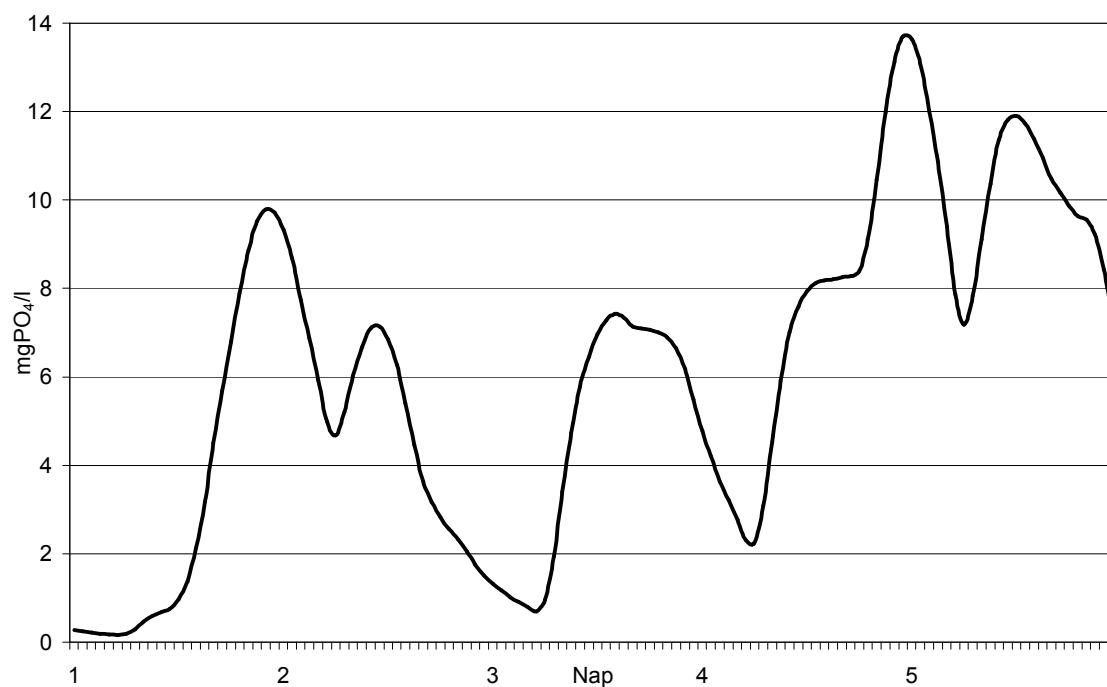
A szakértői rendszer szimulációs eredményei alapján a fenti terv megvalósításra alkalmas. Az eredményeket értékelve megállapítható, hogy a rendszer a tápanyaghiány határán mozog, amit főleg az előülepítővel elvitt tápanyag jelentős mennyisége okoz. Ez nyáron csak a csúcsterhelések idején okoz kisebb gondot, de télen az egész üzemmenetet bizonytalanná teszi.



39. ÁBRA A TELEP ELFOLYÓ VIZE 20°C-ON ($\text{NH}_4\text{-N}$)



40. ÁBRA A TELEP ELFOLYÓ VIZE 20°C-ON ($\text{NO}_3\text{-N}$)



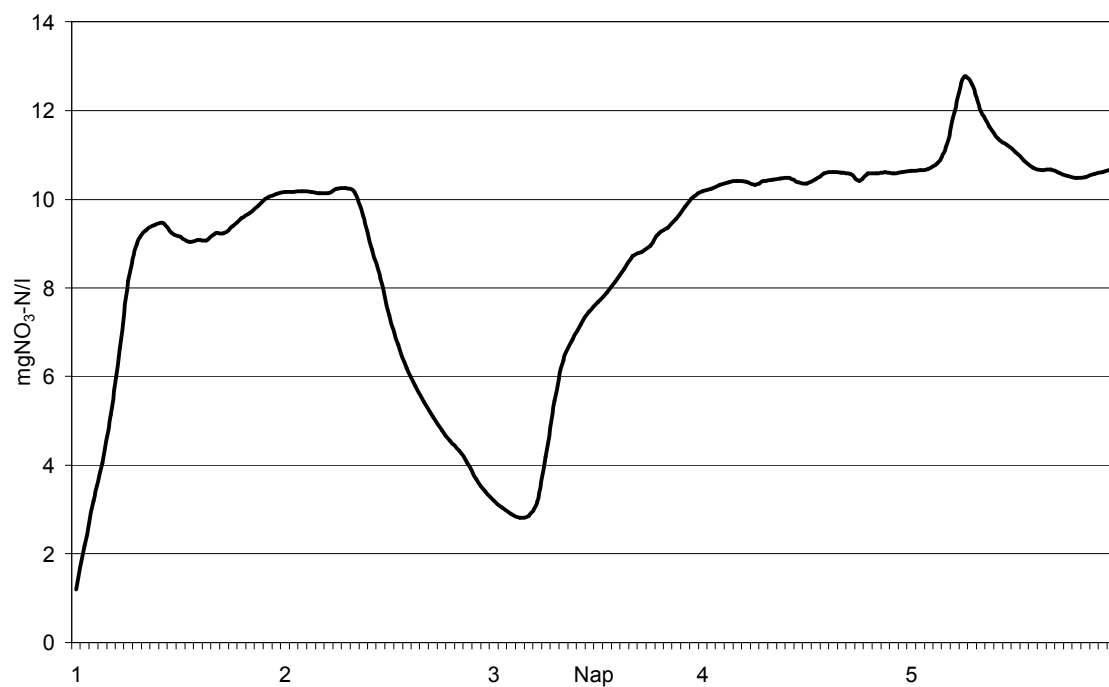
41. ÁBRA A TELEP ELFOLYÓ VIZE 20°C-ON (PO_4)



42. ÁBRA A TELEP ELFOLYÓ VIZE 20°C-ON (HCO_3)



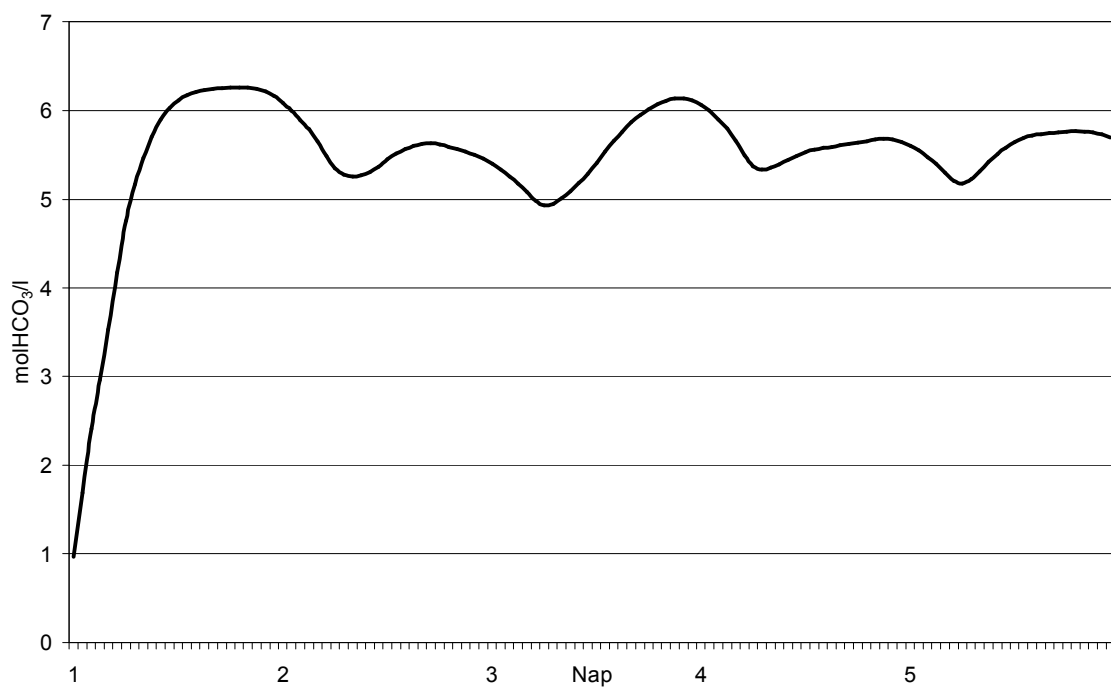
43. ÁBRA A TELEP ELFOLYÓ VIZE 10°C-ON ($\text{NH}_4\text{-N}$)



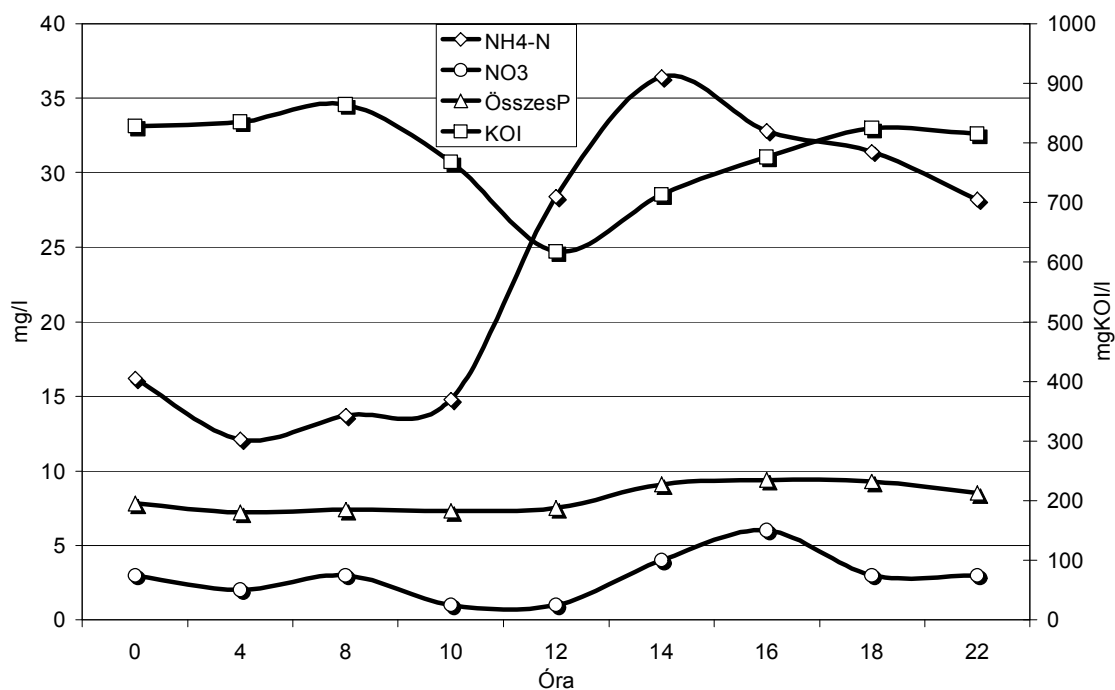
44. ÁBRA A TELEP ELFOLYÓ VIZE 10°C-ON (NO_3)



45. ÁBRA A TELEP ELFOLYÓ VIZE 10°C-ON (PO_4)



46. ÁBRA A TELEP ELFOLYÓ VIZE 10°C-ON (KÉMHA-TÁS)



47. ÁBRA A TELEP SZIMULÁCIÓJÁHOZ HASZNÁLT MINŐSÉGI ADATOK

6.2.3. JAVASLATOK

A telep szimulációja során több további vizsgálatot is elvégzésre került. Elemzésre került a kaszkádsor bekötésének változásakor a tisztított elfolyóvíz minősége. Az adatok kiértékelésekor megállapítható volt, hogy a nitrifikáció jelentős mértékben visszaesik, ha a II. és III. medencét nem párhuzamosan, hanem sorosan kötik. Ezen felül vizsgálatra került a teljesen kiegyenlített terhelésű rendszer működése is, ami szintén jelentős hatásfokromlást hozott a nitrifikációban.

Ha a tervezett átalakításokat a hagyományos, statikus számítási módszerrel vizsgáljuk, akkor a következő eredmények jönnek ki:

$$Q_{be} \sim 24000 \text{ m}^3/\text{nap} (\sim 1000 \text{ m}^3/\text{óra})$$

$$V_{\text{összes}} = 17500 \text{ m}^3 \quad V_{\text{ox}} = 9000 \text{ m}^3$$

$$X = 4 \text{ kg/m}^3 \quad C_{\text{boi}} = 0,45 \text{ kg/m}^3$$

$$M_x = 17500 \text{ m}^3 * 4 \text{ kg/m}^3 = 70000 \text{ kg}$$

$$M_{x,ox} = 9000 \text{ m}^3 * 4 \text{ kg/m}^3 = 36000 \text{ kg}$$

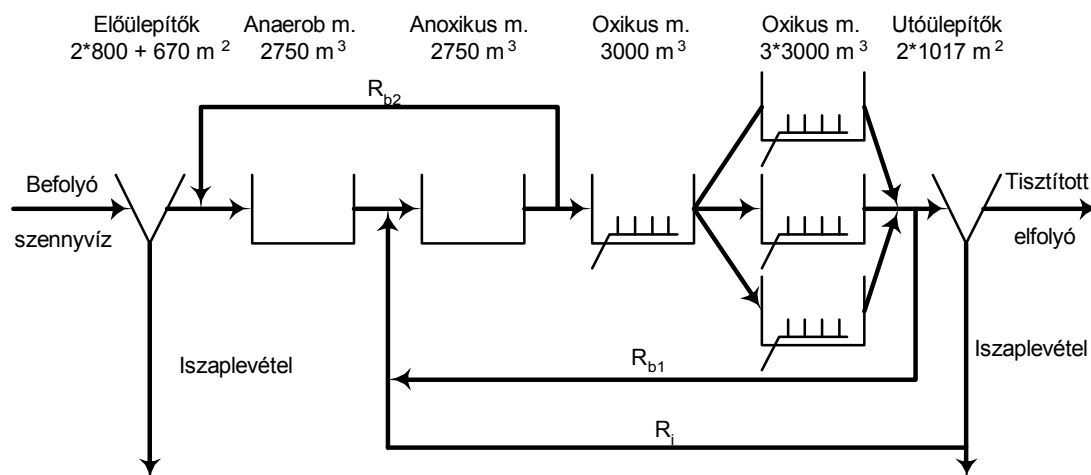
$$B_d = 17500 \text{ m}^3 * 0,45 \text{ kg/m}^3 = 7875 \text{ kg}$$

$$\Theta_c = 70000 \text{ kg} / 7875 \text{ kg} = \underline{8,8 \text{ nap}}$$

$$\Theta_{ox} = 36000 \text{ kg} / 7875 \text{ kg} = \underline{4,6 \text{ nap}}$$

A fentiekből kiderül, hogy a rendszerben az iszapkor igen alacsony, ami bizonytalanná teszi a nitrifikációt. Ezért javasolható az iszapkoncentráció megnövelése legalább 5000 mg/l-re, ami már 11,1 napos iszapkort (és 5,7 napos oxikus iszapkort) eredményez.

A vállalat által javasolt tervben feltüntetett kiegyenlítő medencének nincs igazi jelentősége, mivel a rendszer elbírja – sőt a mikroorganizmusoknak kifejezetten előnyös – ha rendszeresen változik a terhelés.



48. ÁBRA A SZENNYVÍZTISZTÍTÓ JAVASOLT ÁTALAKÍTÁSA

A szimulációs vizsgálatok alatti eredmények alapján az alább látható (48. ábra) kiépítést javasolt megvalósítani, ami egy jól bevált technológia (UCT) megvalósítása a telepre. A javasolt kiépítésben a rendszerben az iszapkor nem változna, de az oxikus iszapkor 7,6 napos lenne, ami már egy biztonságosabb működést eredményez.

6.3. OPTIMALIZÁLÁSI MEGOLDÁS EGY FOSZFORVISSZAOLDÓDÁSI GOND KIKÜSZÖBÖLÉSÉRE

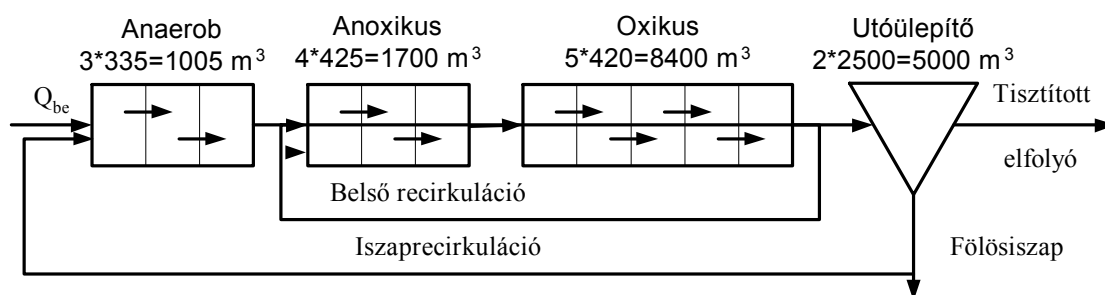
A következőkben egy hazai tisztító foszforeltávolítási hatékonyságának ellenőrzése közben észlelt probléma kivizsgálásáról és elhárításáról lesz szó. A vizsgált tisztító működési idejének 95%-ban jóval túlteljesítette a legszigorúbb hazai előírásokat, de két-három hetente – minden esetben a délutáni műszakváltás után, de a reggeli

műszakváltás előtt – 14-48 órára a tisztított elfolyó vízben mért foszfor-koncentráció közel duplájára emelkedett a telep átlagos elfolyóvizében mért értékhez képest.

A rendellenességet tapasztalva, felmérve a lehetséges probléma-forrásokat – mint például ipari létesítmények, nagyobb kommunális fogyasztók, időszakos toxicitás, stb. – nem sikerült magyarázatot találni. Végül dinamikus szimuláció segítségével kimutatásra került probléma gyökerére.

6.3.1. TELEP LEÍRÁSA

A szennyvíztisztító telep napi terhelése 12.000-13.000 m³, mely összetételét tekintve tiszta kommunális szennyvíznek tekinthető (1% alatti ipari hányad a befolyó összes szennyvíztérfogat arányában). Az üzem összes reaktortere 16.105 m³. Ebből 1.005 m³-t az anaerob, 1.700 m³-t az anoxikus, 8.400 m³-t az oxikus medencék végül 5.000 m³-t a két utóülepítő tesz ki. A szennyvíztisztító telep sematikus technológiai rajza alább látható (49. ábra).



49. ÁBRA A VIZSGÁLT SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEP TECHNOLÓGIAI ÁBRÁJA.

6.3.2. A TELEP VIZSGÁLATA

A szennyvíztisztító telep elfolyó vizének minősége – köszönhetően a túlméretezésnek – teljes mértékben megfelel a hazai előírásoknak és a rá kiszabott kategória-határértékeknek (I. kategória).

A tisztító működésének főbb paraméterei:

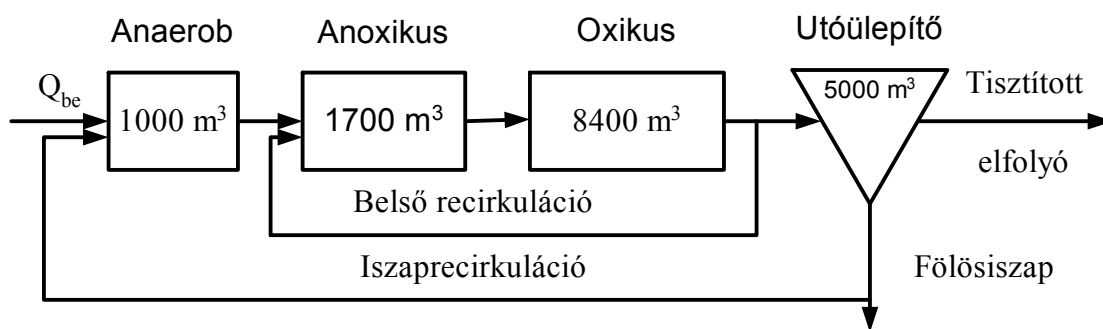
Befolyó szennyvízmennyiség	300 - 900 m ³ /óra
Iszap-recirkuláció	600 m ³ /óra (200 - 66%-os recirkuláció)
Belső recirkuláció	2000 m ³ /óra (222 - 666%-os recirkuláció)
Iszapsűrűség	5500 kg/m ³

Mint látható igen szélsőségesen változik a recirkulációk viszonylagos értéke, ami jelentősen megmozgatja a fermentációs (anaerob) tereket. A telepre befolyó szennyvíz minősége gyakorlatilag állandónak mondható és a kommunális szennyvizekre jellemző képet mutat:

KOI	900 mg/l
BOI ₅	560 mg/l
TKN	62 mg/l
ΣP	11 mg/l

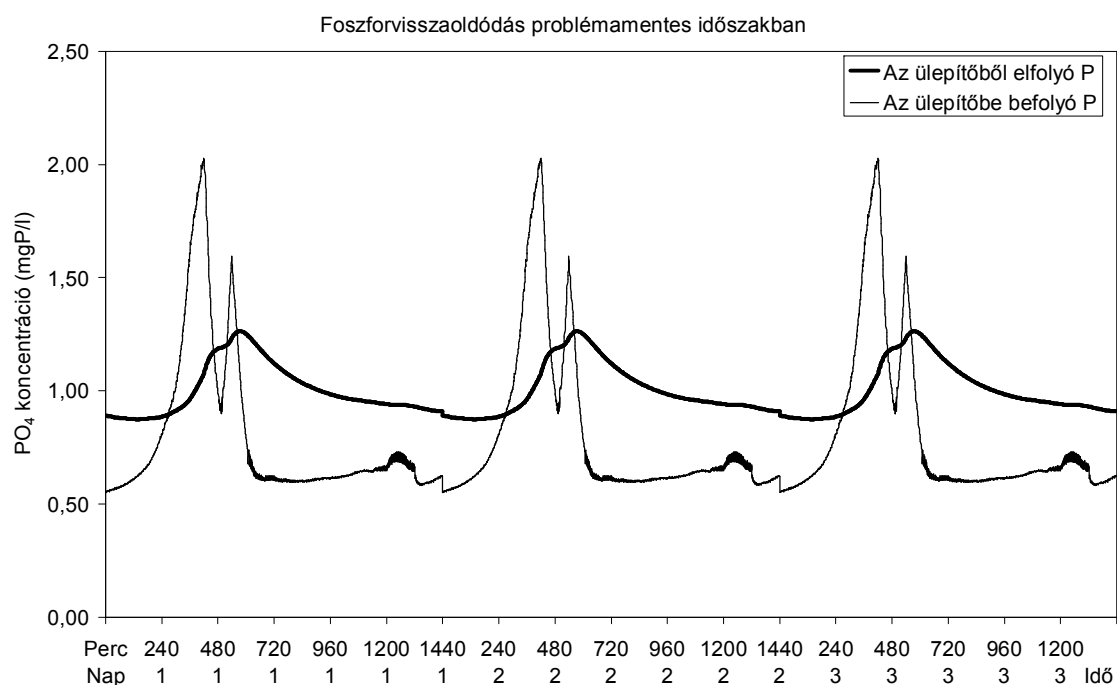
Az üzemeltetők rendszeres méréseit megvizsgálva a következő problémára derült fény: néha – 2-4 hetente – megmagyarázhatatlan módon néhány órától egy-két napig terjedő időtartamban jelentősen csökken a biológiai többletfoszfor-eltávolítás hatékonysága. Ez a hatás a tisztított elfolyóvíz megemelkedett foszfor-koncentrációjában nyilvánult meg. A változást az elvégzett mérések alapján semmilyen kémiai (pl. toxicitás) illetve fizikai (pl. felületaktív anyagok) változás a szennyvíz összetételében nem indokolta.

Első lépésben a program-kalibrálásra került az adott szennyvíztisztítóhoz. A program számára – a számítási idő csökkentése végett – az alább látható módon lett egyszerűsítve a telep (50. ábra):

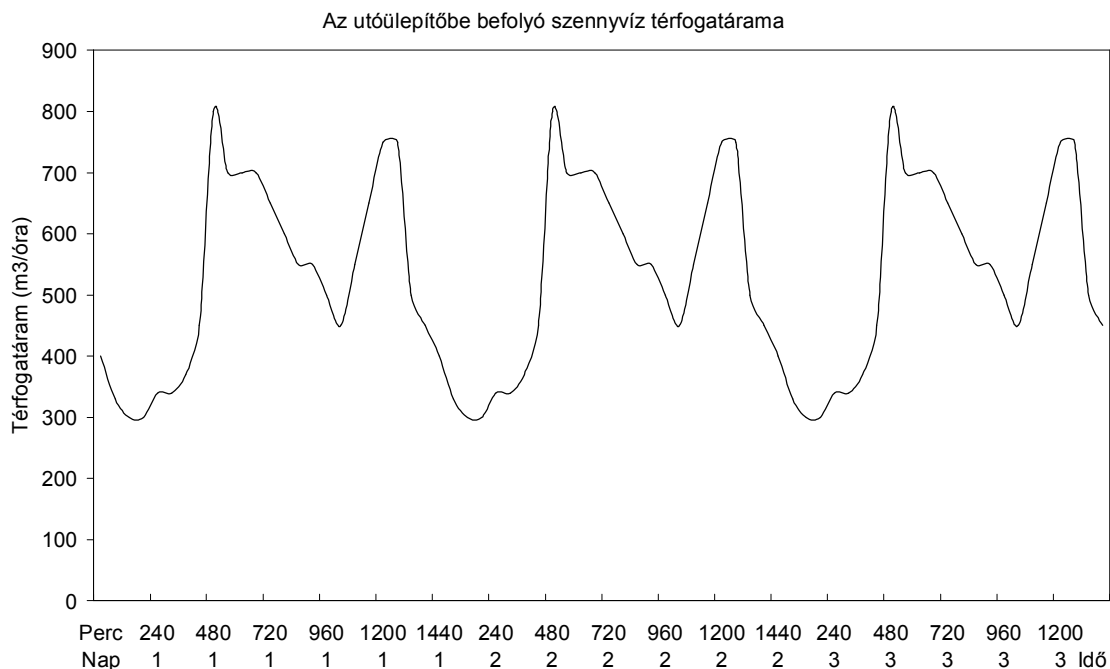


50. ÁBRA A SZIMULÁCIÓS PROGRAM FUTTATÁSÁRA HASZNÁLT EGYSZERŰSÍTETT TECHNOLOGIA.

A szimuláció futási eredménye is azt mutatta, hogy a tisztítóval minden rendben, a tisztított elfolyó teljes mértékben megfelelt a határértéknek (51. ábra és 52. ábra).



51. ÁBRA AZ ELFOLYÓ SZENNYVÍZ FOSZFORKONCENTRÁCIÓJA A SZIMULÁCIÓS PROGRAM SZÁMÍTÁSAI SZERINT.



52. ÁBRA A BEFOLYÓ SZENNYVÍZ TÉRFOGATÁRAMÁNAK ÁTLAGOS ÉRTÉKEI.

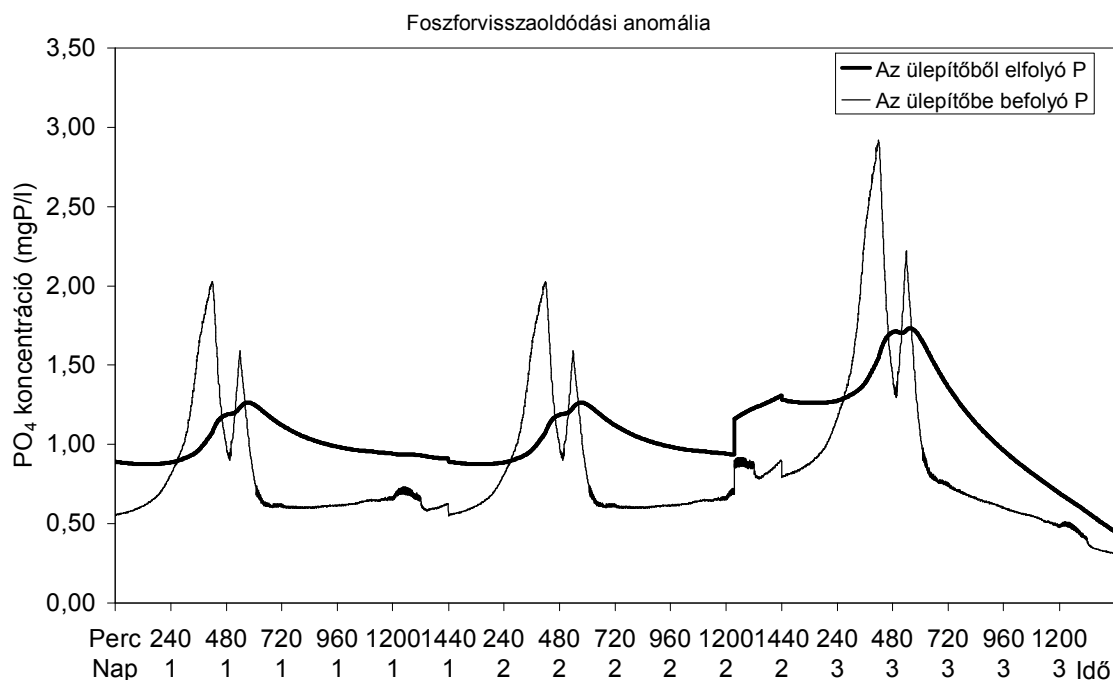
6.3.3. AZ ANOMÁLIA MEGOLDÁSA

Részletesebben tanulmányozva a reaktorok napi működését, megfigyelhető, hogy az ülepítőben a túlméretezés miatt rendkívül hosszú időt – akár 12 órát is – tartózkodik a szennyvíz, ami alatt nagymértékű foszfor-visszaoldódás tapasztalható. Ez a szintén jelentős recirkuláció miatt nem jelenik meg a szennyvízben, mivel a rendszer elejére visszakevert szennyvízhez mindig érkezik annyi friss tápanyag, ami segítségével a visszaoldódott foszfort az iszap újra fel tudja venni.

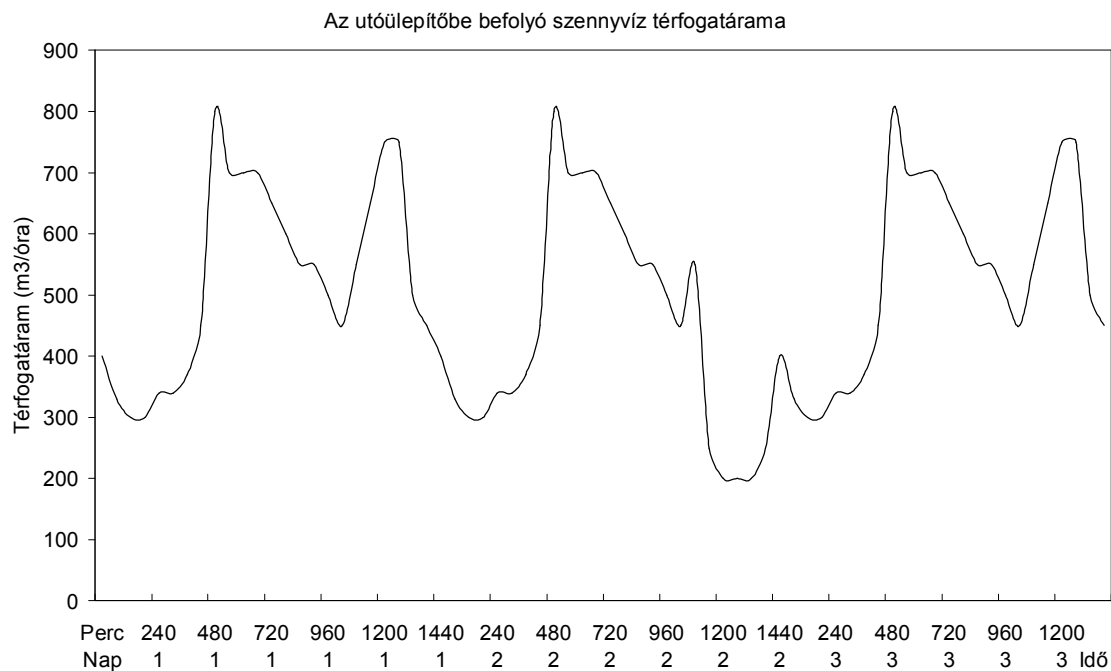
A paraméterek elemzése megmutatta, hogy az éjszakai órákban lecsökkenő szennyvízmennyiséggel beérkező tápanyag mennyisége éppen csak fedezi a napközben az iszapban felhalmozódott és éjszaka visszaoldódott foszfor újrafelvételéhez a mikroorganizmusoknak szükséges erőforrásokat. Mivel a mérések alapján a szennyvíz minősége állandónak mondható, szimulációra került, hogy mi történik, ha az éjszaka beérkező szennyvíz mennyisége változik meg. A szimulációs kísérletek azt mutatták,

hogy ha az éjszakai szennyvízmennyiség két-három órán át nem éri el a 200 m³/órát, abban az esetben olyan kevés friss tápanyag kerül a rendszerbe, hogy nem képes a visszaoldódott foszfort teljes mértékben felvenni, így a telep egészében jelentősen megnő a foszfor-koncentráció. Ez, főleg ha az alacsony vízhozam több mint két órán át fennáll, olyan mértékű is lehet, hogy a rendszernek 12-48 órájába is beletelik, mire „kiheveri” és visszaállítja a megszokott elfolyó-koncentrációt. (53. ábra és 54. ábra)

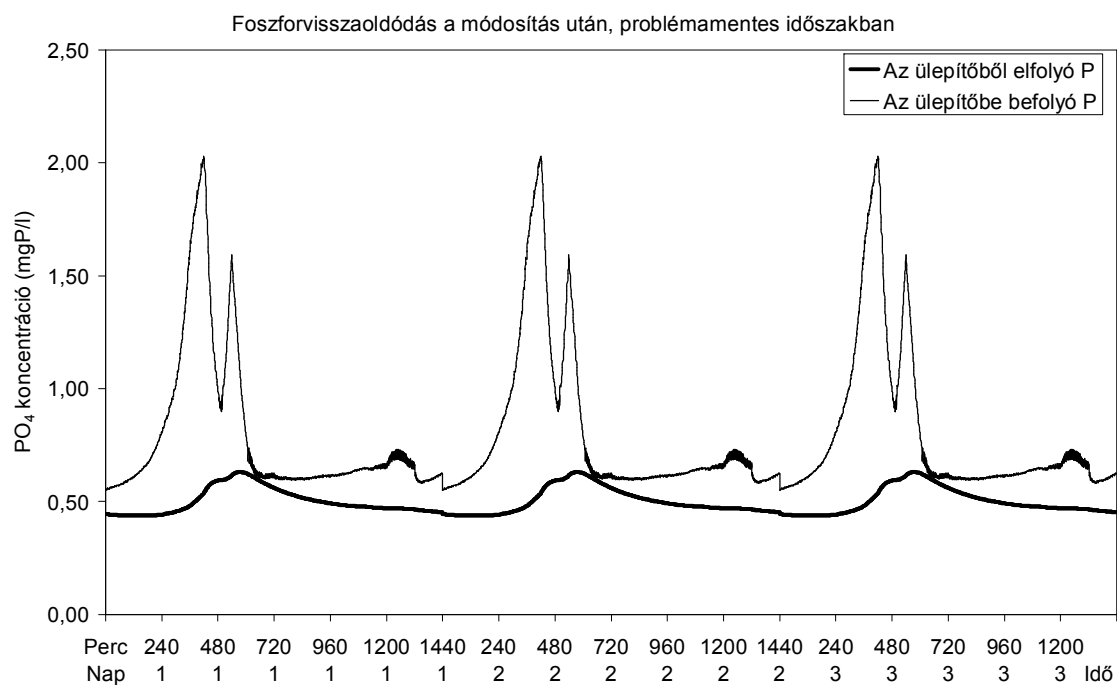
A második nap estjén bekövetkező 3 órás (54. ábra) befolyóvíz-térfogatóram csökkenés következtében a harmadik nap jelentősen megnő az elfolyó foszfor-koncentrációja, ami csak estére áll vissza.



53. ÁBRA FOSZFORVISSZAOLDÓDÁSI RENDELLENESÉG A 3. NAPON



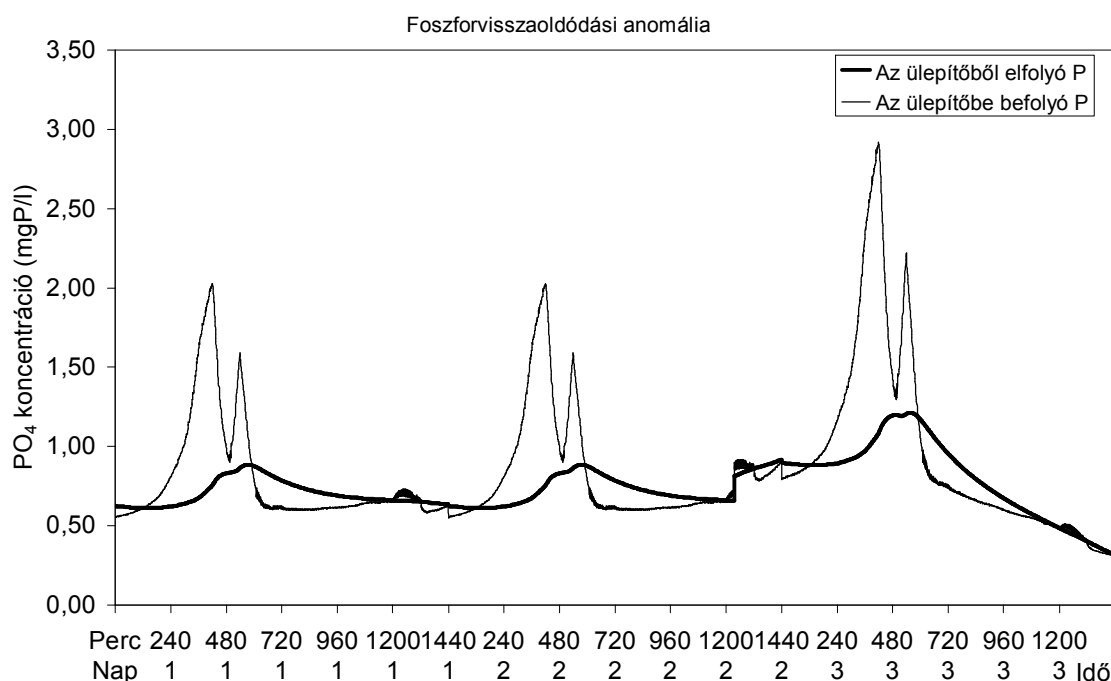
54. ÁBRA A RENDELLENESSÉGET ELŐIDÉZŐ TÉRFOGATÁRAM CSÖKKENÉS (2. NAP 1000-1400. PERC).



55. ÁBRA A MÓDOSÍTOTT SZENNYVÍZTISZTÍTÓ ELFOLYÓ VIZÉNEK FOSZFOR-KONCENTRÁCIÓJA A SZIMULÁCIÓS PROGRAM SZÁMÍTÁSAI SZERINT

A probléma gyökerének feltárása után – mivel a telep átépítése a probléma nem túl jelentős volta miatt nem jöhetett szóba – csak az egyik utóülepítő kikötésének a lehetősége látszott kivitelezhetőnek, amit egy hasonló szituációban Krühne és társai ([31], 2003) szintén sikeresen alkalmaztak. A szimulációt újra lefuttatásra került az egyik utóülepítő kikapcsolásával a fentebb (52. ábra) bemutatott terheléssel. A kapott eredmények (55. ábra) azt mutatják, hogy a tisztított elfolyó foszfor-koncentrációja a kritikus időszakban jobb lesz, mint a módosítás előtt.

Ezután a 52. ábra terhelési adataival a tényleges probléma is vizsgálatra került a módosított technológiával. Az eredmények (56. ábra) a várakozásoknak megfelelőek lettek. Mint látható az alaphelyzetet nem lehetett teljesen megszüntetni, de a foszfor-koncentráció emelkedés annyira kis mértékű lett, hogy a csúcs esetén sem éri el az elfolyóra előírt határértéket.



56. ÁBRA A MÓDOSÍTOTT SZENNYVÍZTISZTÍTÓ ELFOLYÓ VIZÉNEK FOSZFOR-KONCENTRÁCIÓJA A RENDELLENESSÉG BEKÖVETKEZTEKOR A SZIMULÁCIÓS PROGRAM SZÁMÍTÁSAI SZERINT.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

A Ph.D. tevékenység célja megvizsgálni, mi módon lehet felhasználni a modern számítástechnika nyújtotta lehetőségeket a szennyvíztisztító telepek optimalizálásában. A kutatás során elkészült egy összetett szoftvercsomag, amely – az értekezés kiadásakor egyedülálló módon – képes gazdasági számítások végzésére valamint teljesen internet alapú ügyfél-szerver elven épül fel.

Az értekezés átfogó képet ad a szennyvíztisztítás – azon belül is elsősorban a foszforeltávolítás – legfontosabb eredményeiről. A gyakorlati részben két, a kutatási tevékenység alatt megoldott probléma bemutatásával kerül ismertetésre a Szoftver használhatósága.

Az első munka egy nagy szennyvíztisztító telep átépítéssel is járó optimalizálásának vizsgálata, míg a második munka egy működési zavar felderítése és elhárítása volt.

Amint az a bemutatott példákban is látszik, az értekezés elkészítése során sikerült egy teljesen magyar fejlesztésű, magasan képzett szakembergárdával támogatott Szennyvíztisztító Szakértői Rendszert elkészíteni, ami remélhetőleg jótékony hatással lesz hazánk szennyvíztisztítóiban tapasztalható állapotokra és javítja az újonnan létesített tisztítók esetében a megrendelők sokszor kiszolgáltatót helyzetét.

8. IRODALOM

8.1. HIVATKOZOTT IRODALOM

- [1] ARVIN, E.: BIOLOGICAL REMOVAL OF PHOSPHORUS FROM WASTEWATER.
1985, CPR Crit. Rev. Environ. Control 1. 25-64.
- [2] ATV Biologische Phosphorentfernung bei Belebungsanlagen
1994,. Merkblatt M 208. Hennef: Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V.
- [3] Barnard, J. L.: Cut P and N without chemicals.
1974, Water Wastes Eng. 11. 33-36.
- [4] Batstone D. J., Keller J., Newell R. B., Newland M.: Modelling anaerobic degradation of complex wastewater
2000, Bioresource Technology 75 (1): 75-85
- [5] Buchan, L.: Possible biological mechanism of phosphorus removal.
1983, Water Sci. Technol. 15. 87-103.
- [6] Carlsson, H.: Biological Phosphorus and nitrogen removal in a single sludge system. Thesis.
1996, Dept. of Water and Environmental Engineering. Lund University, Sweden.
- [7] Comeau, Y., Oldham, W. K., Hall, K. J.: Biological model for enhanced biological Phosphorus removal.
1986, Water Res. 20. 1511-1521.
- [8] Daigger, G. T. et al.: Analysis of Techniques for Evaluating and Optimizing Existing Full-Scale Wastewater Treatment Plants.
1992, Water Sci. Technol. (G.B.), 25, 103.
- [9] Deinema, M. H., Habits, L.H. A., Scholten, A., Turkstr, A. E., Webers, H. A. A. M.: The accumulation of polyphosphate in *Acinetobacter* sp.,
1980, FEMS Microbiol. Lett. 9. 275-279.
- [10] Domokos E.: Szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztító (SBR) és szimulációja. Nemzetközi Környezetvédelmi Ifjúsági Konferencia, Mezőtúr, 1995. július 5-7.

- [11] Dryden, F. D., Stern, G.: Renovated waste water creates recreational lake.
1968, Environ. Sci. Technol. 2. 268-278.
- [12] Echeverria, R., et al.: Control of Activated Sludge Settleability Using Preaeration and Preprecipitation.
1993, Water Res. (G.B.), 27, 293.
- [13] Ekama, G. A., Dold, P. L., Marais, G. V. R.: Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems.
1986, Water Sci. Technol. 18. 91-114.
- [14] Escudie R., Conte T., Steyer J.P., Delgenes J. P.: Hydrodynamic and biokinetic models of an anaerobic fixed-bed reactor
2005, Process Biochemistry 40 (7): 2311-2323
- [15] von Münch, E.; Keller, J.; Lant, P.; Newell, R.: Mathematical modelling of prefermenters.
1999, Water Research. 33. 2757-2768.
- [16] Florentz, M., Granger, P., Hartemann, P.: Use of ³¹P nuclear magnetic resonance spectroscopy and electron microscopy to study phosphorus metabolism of microorganisms from wastewater.
1984, Appl. Environ. Microbiol. 47. 519-525.
- [17] Fuhs, G. W., Chen, M.: Microbiological basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater.
1975, Microb. Evol. 2. 119-138.
- [18] Garber, W. F.: Phosphorus Removal by Chemical and Biological Mechanisms.
1972, Applications of New Concepts of Physical Chemical Wastewater Treatment. Vanderbilt University Conf. Oxford: Pergamon Press.
- [19] Gujer W., Henze M., Mino T., Matsuo T., Wentzel M. C. and Marais G. v R.: The activated sludge model No. 2: Biological phosphorus removal.
1994, Wat. Sci. Tech., 31(2), 1-11.
- [20] Hascoet, M. C., Florentz, M.: Influence of nitrate on biological phosphorus removal from wastewaters.
1985, Water SA 11. 1-8.

- [21] Henze M., Grady C. P. L., Gujer W., Marais G. v R. and Matsuo T.: Activated sludge model N^o. 1,
1987, IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, IAWQ, London
- [22] Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M. C. and Marais G. v R.: Activated Sludge Model N^o. 2d.
1998, IAWQ, Scientific and Technical Reports, No. 3., London
- [23] Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. V. R.: Activated Sludge Model No. 2.
1995a, IAWQ Scientific and Technical Reports. No.3 .London: IAWQ.
- [24] Hulsbeek, J.: Bestimmung von Parametern zur Beschreibung der Prozesse bei der biologischen Stickstoff- und Phosphoreliminierung.
1995, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 92, 12/1-12/20.
- [25] Jardin, N.: Untersuchungen zum Einfluss der erhöhten biologischen Phosphorelimination auf die Phosphordynamik bei der Schlammbehandlung.
1995, Schriftenreihe des Instituts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung, Abfalltechnik und Umwelt- und Raumplanung der TH Darmstadt, Vol. 87.
- [26] Ji, Z.; McCorquodale, J. A.; Zhou, S.; and Vitasovich, Z.: A Dynamic Solids Inventory Model for Activated Sludge Systems.
1996, Water Environ. Res., 68, 329.
- [27] Kapeller, J., Gujer, W.: Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater of activated sludge modeling.
1992, Water Sci. Technol. 25. 125-139.
- [28] Kárpáti, Á (szerk): A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században – eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei (ismeretgyűjtemény)
1991, Veszprémi Egyetem
- [29] Kortstee, G. J. J., Appeldoorn, K. J., Bonting, C. F. C., van Niel, E. W. J., van Veen, H. W.: Biology of polyphosphate-accumulating bacteria involved in enhanced biological phosphorus removal.
1994, FEMS Microbiol. Rev. 15. 137-153.

- [30] Kristensen, G. H., Jorgensen, P. E., Henze, M.: Characterization of functional microorganisms group and substrate in for activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR.
1992, Water Sci. Technol. 25. 43-57.
- [31] Kruhne U, Henze M, Larose A, Kolte-Olsen A, Bay Jorgensen S.: Experimental and model assisted investigation of an operational strategy for the BPR under low influent concentrations.
2003, Water Res 37, 1953–1971
- [32] Kuba, T., van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J.: Effect of cyclic oxygen exposure on the activity of denitrifying phosphorus removing bacteria.
1996, Water Sci. Technol. 34. 1-2. 33-40.
- [33] Lemmer, H.: Wachstumsverhalten von Actinomyceten (Nocardia) in Kläranlagen mit Schwimmschlammproblemen.
1985, Korrespondenz Abwasser 32, 965-971.
- [34] Levin, G. V., Shapiro, J.: Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms.
1965, J. Water Pollut. Control Fed. 37. 800-821.
- [35] Lima, Marcos Antonio Barbosa de, Nascimento, Aline Elesbão do, Souza, Wanderley de et al.: Effects of phosphorus on polyphosphate accumulation by *Cunninghamella elegans*.
2003, Braz. J. Microbiol., vol.34, no.4, p.363-372.
- [36] Lötter, L.H., Murphy, M.: The identification of heterotrophic bacteria in an activated sludge plant with particular reference to polyphosphate accumulation.
1985, Water SA 11, 179-184.
- [37] Milbury, W. F., McCauley, D., Hawthorne, C. H.: Operation of conventional activated sludge for maximum phosphorus removal.
1971, J. Water Pollut. Control. Fed. 43. 1890-1901.
- [38] Mininni, G., et al.: Cost Optimization of Sewage Sludge Filterpressing.
1991, Water Sci. Technol. (G.B.), 23, 201.
- [39] Mino, T., Arun, V., Tsuzuki, Y., Matsuo, T.: Effect of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process.
1987, Advances in Water Pollution Control. Vol. 4. pp. 27-38. Oxford: Pergamon Press.

- [40] Mino, T., Kawakami, T., Matsuo, T.: Location of phosphorus in activated sludge and function of intracellular phosphates in biological phosphorus removal process.
1984, Water Sci. Technol. 17. 93-106.
- [41] Mino, T., Satoh, H., Matsuo, T.: Metabolism of different bacterial populations in enhanced biological phosphate removal processes.
1994, Water Sci. Technol. 29. 67-70.
- [42] Nesbitt, J. B.: Phosphorus removal, the state of the art.
1969, J. Water Pollut. Control Fed. 41. 701-713.
- [43] Nicholls, H. A., Osborn, D. W.: Bacterial Stress, a prerequisite for biological removal in phosphorus.
1979, J. Water Pollut. Control Fed. 51. 557-569.
- [44] Norcross, K. L.: Sequencing Batch Reactors – An Overview.
1992, Water Sci. Technol. (G.B.), 25, 2523.
- [45] Novotny, V., et al.: Real Time Control of Wastewater Treatment Operations.
1992, Water Sci. Technol. (G.B.), 25, 89.
- [46] Okey, R. W., and Stensel, H. D.: A QSAR-Based Biodegradability Model – A QBSR.
1996, Water Res. (G.B.), 30, 2206.
- [47] Ossenbruggen, P. J.; Spanjers, H.; and Klapwijk, A.: Assessment of a Two-Step Nitrification Model for Activated Sludge.
1996, Water Res. (G.B.), 3, 939.
- [48] Rensink, J. H., Donker, H. J. G. W., Simons, T. S. J.: Biologische Phosphor-elimination bei niedrigen Schlammbelastungen.
1986, Gwf-Wasser/Abwasser 127. 449-453.
- [49] Ryhinner, G. B., et al.: Modeling and Simulation of Anaerobic Wastewater Treatment and its Application to Control Design: Case Whey.
1993, Biotechnol. Prog., 9, 3.
- [50] Schaak, F., Bosch, A. F., Chevalier, D., Kerlain, F., Senelier, Y.: Efficiency of existing biological treatment plants against phosphorus pollution.
1985, Tech. Sci. Munic. 80. 173-181.

- [51] Schön, G., Geywitz-Hetz, S., Valta, A.: Weitergehende biologische Phosphorentfernung und organische Reservestoffe im belebten Schlamm, 1993, Biologische Phosphoreliminierung aus Abwässern. Kolloquium an der TU Berlin, 27./28. 9. pp.181-194. Schriftenreihe Biologische Abwasserreinigung der Technischen Universität Berlin.
- [52] Schönberger, R.: (1990). Optimierung der biologischen Phosphorelimination beider kommunalen Abwasserreinigung. 1990, Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen. TU München. p. 93-
- [53] Schönborn, W.: Historical developments and ecological fundamentals. 1986, Biotechnology. 1st Edn., Vol.8 (REHM, H.-J., REED, G., Eds.). pp.3-42.
- [54] Serra P., Sanchez M., Lafuente J., Cortes U., Poch M.: Depur - a knowledge-based tool for waste-water treatment plants 1994, Engineering Applications of Artificial Intelligence 7 (1): 23-30
- [55] Slijkhuis, H.: The Physiology of the Filamentous Bacterium *Microthrix parvicella* 1983, Ph.D. Thesis, Pudoc Wageningen.
- [56] Srinath, E. G., Sastry, C. A., Pillai, S. C.: Rapid removal of phosphorus from sewage by activated sludge. 1959, Experienta 15. 339-340.
- [57] Stephenson, T.: *Acinetobacter*: 1st role in biological phosphate removal, in: Biological phosphate removal from Wastewaters. 1987, Advances in Water Pollution Control. Vol. 4 pp. 313-316. Oxford: Pergamon Press.
- [58] Sütő V.: Szakmérnöki szakdolgozat. 1996, Bácsvíz Rt.,
- [59] Takács I, Patry G., Nolasco D.: A dynamic model of clarification thickening process. 1991, Wat Res 25 (10): 1263–1271
- [60] Tan Y.; Wang, Z.-X.; and Marshall, K. C.: Modeling Substrate Inhibition of Microbial Growth. 1996, Bionotechnol. Bioeng., 52, 602.

- [61] Tang, S. L., and Ellis, K. V.: Wastewater Treatment Optimization Model for Developing World. II: Model Testing.
1994, J. Environ. Eng., 120, 610.
- [62] Tsai H. H., Ravindran V., Pirbazari M.: Model for predicting the performance of membrane bioadsorber reactor process in water treatment applications
2005, Chemical Engineering Science 60 (20): 5620-5636
- [63] Vacker, D., Connell, C. H., Wells, W. N.: Phosphate removal through municipal wastewater treatment at San Antonio. Texas.
1967, J. Water Pollut. Control Fed 39. 750-771.
- [64] Viotti P., Eramo B., Boni M. R., Carucci A., Leccese M., Scaffoni S.: Development and calibration of a mathematical model for the simulation of the biofiltration process
2002, Advances in Environmental Research 7 (1): 11-33
- [65] von Sperling, M., and Lumbers, J. P.: Optimization of the Operation of the Oxidation Ditch Process Incorporating a Dynamic Model.
1991, Water Sci. Technol. (G.B.), 24, 225.
- [66] Wentzel, M. C., Lötter, L. H., Ekama, G. A., Loewenthal, R. E., Marais, G. V. R.: Evaluation of biochemical models for biological excess phosphorus removal.
1991, Water Sci. Technol. 23. 567-576.
- [67] Wentzel, M. C., Lötter, L. H., Loewenthal, R. E., Marais, G. V. R.: Metabolic behavior of *Acinetobacter* spp. In enhanced biological phosphorus removal - a biochemical model.
1986, Water SA 12. 209-224.
- [68] Yall, I., Boughton, W. H., Knudson, C., Sinclair, N. A.: Biological uptake of phosphorus by activated sludge.
1970, Appl. Microbiol. 20. 145-150.

8.2. FELHASZNÁLT ÉS AJÁNLOTT IRODALOM

- [69] Adin, A., et al. (1993a) Biological Nutrient Removal in a Single-sludge Plant. Water Sci. Technol. (G.B.), 27, 63.
- [70] Akca, L., et al. (1993) A Model for Optimum Design of Activated Sludge Plants. Water Sci. Technol. (G.B.), 27, 1461.
- [71] ALARCON, G. O.(1961). Removal of Phosphorus from sewage. Thesis. The Johns Hopkins University, Baltimore, MD, USA
- [72] ANDREASEN, K., PETERSEN,G., THOMSEN.H., STRUBE,R. (1997), Reduction of nutrient emission by sludge hydrolysis, Water Sci. Technol. 35, 79-85.
- [73] Anonymous (1995). Vermehrte biologische Phosphorelimination in der Abwasserreinigung - Abschlussbericht einesErfahrungsaustausches deutschsprachiger Hochschulen. Mitteilungen der Oswald-Schulze-Stiftung. Heft 19. Gladbeck: Oswald-Schulze-Stiftung.
- [74] ANTE, A., Hese,H., Voss,H. (1995). Mikrokinetisches dynamisches Modell der Bio-P. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Univerität Hannover, Heft 92. 15/1-15/21.
- [75] ARUN, V., MINO,T., MATSUO,T. (1988). Biological mechanism of acetate uptake mediated by carbohydrate consumption in excess phsporus removal systems, Water Res. 22. 565-570.
- [76] ARVIN, E., KRISTENSEN,G.H. (1985). Exchange of organics, phosphate and cations between sludge and water in biological phpsphorus and nitrogen removal process. Water Sci. Technol. 17. 147-162.
- [77] ASPERGEN, H. (1995). Evaluation of a high loaded activated sludge process for biological phosphorus removal. Department of Water and Environmental Engineering. Lund Institute if Technology/Lund University. Report 1004.
- [78] ATV (1989). Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2. 6. 6: Biologische Phosphorentfernung. Korrespondenz Abwasser 36. 337-348.
- [79] ATV(1992). ATV-Arbeitsblatt A 202: Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Hennef: Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V.

- [80] AULING, G., PILZ, F., Busse, H.-J., KARRASCH, S., STREICHAN, M., SCHÖN, G. (1991). Analysis of the polyphosphate accumulating microflora in phosphorus-eliminating anaerobic. Aerobic activated sludge systems by using diaminopropane as a biomarker for rapid estimation of *Acinetobacter* spp., *Appl. Environ. Microbiol.* 57. 3585-3592.
- [81] BALMÉR, P. (1994). Chemical treatment – Consequences for sludge biosolids handling, in: *Chemical Water and Wastewater Treatment III* (Klute, R. – Hahn, H.H. Eds.) pp. 319-327. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag
- [82] BAUMANN, P., KRAUTH, K. H. (1991). Untersuchung der biologischen Phosphatelimination bei gleichzeitiger Stickstoffelimination auf Kläranlage Waiblingen. *Korrespondenz Abwasser* 38. 191-198.
- [83] Bimbó L.: Szakmérnöki szakdolgozat Bácsvíz Rt. 1997
- [84] Blok, J.; and Struys, J. (1996) Measurement and Validation of Kinetic Parameter Values for Prediction of Biodegradation Rates in Sewage Treatment. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 33, 217.
- [85] BOND, P. L., HUGENHOLTZ, P., KELLER, J., BLACKALL, L. L. (1995). Bacterial community structures of phosphate-removing and non-phosphate-removing activated sludges from sequencing batch reactors. *Appl. Environ. Microbiol.* 61. 1910-1916.
- [86] BRODISCH, K. (1985). Zusammenwirken zweier Bakteriengruppen bei der biologischen Phosphateliminierung. *gwf - Wasser/Abwasser* 126. 237-240.
- [87] Capodaglio, A. G. (1994) Evaluation of Modelling Techniques for Wastewater Treatment Plant Automation. *Water Sci. Technol.* (G.B.), 30 (pt 2), 149.
- [88] Çinar, Ö.; Daiger, G. T.; and Graef, S. P. (1996) Evaluation of IAWQ Activated Sludge Model N^o. 2. Using Four Full Scale Wastewater Treatment Plants. Paper presented at 69th Annu. Water Environ. Fed. Tech. Exposition Conf., Dallas, Tex.
- [89] CLOETE, T. E., STEYN, P. L. (1988). The role of *Acinetobacter* as a phosphorus removing agent in activated sludge. *Water Res.* 22. 971-976.
- [90] de Melo, J. J., and Camara, A. S. (1994) Models for the Optimization of Regional Wastewater Treatment Systems. *Euro. J. Oper. Res.*, 73, 1.

- [91] DEINEMA,M.H., VAN LOOSDRECHT,M., SCHOLTEN,A. (1985). Some Physiological characteristics of *Acinetobacter* spp. Accumulating large amounts of phosphate. *Water Sci. Technol.* 17. 119-125.
- [92] Development and calibration of a mathematical model for the simulation of the biofiltration process, *Advances in Environmental Research*, Volume 7, Issue 1, November 2002, Pages 11-33, P. Viotti, B. Eramo, M. R. Boni, A. Carucci, M. Leccese and S. Sbaiffoni
- [93] Domokos E., Kárpáti Á., Kiss I., Zajzon I. : Az A/O rendszerek terhelésének és oxigénellátásának hatása az egyes tápanyagok eltávolítására. X. Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás, Siófok, 1996. szeptember 9-11. Konferencia kiadvány 67-74. p.
- [94] Domokos E., Kárpáti Á.: Dinamikus szimuláció lehetősége és hasznosítása néhány hazai szennyvíztisztító vizsgálatában. 3, Veszprémi Környezetvédelmi Konferencia, Veszprém, 1997. május 26-28. Kiadványkötet 654-661. p.
- [95] Domokos E., Kárpáti Á.: Szimulátorfejlesztés a szakaszos betáplálású szennyvíztisztító rendszereknél. Az MTA VEAB Környezettudományi Munkabizottsága, az MHT Vízkém. és Víztechnol. Szakosztálya, és az MKE Veszprém Területi Csoport Analitikai Szakosztálya tudományos ülése, Veszprém, VEAB Veszprém, 1997 április 9. (Előadás)
- [96] FETTIG,J., MIETHE,M, KASSEBAUM, F(1996), Coagulation and precipitation by an alkaline aluminium coagulant, *Proc. 7th Gothenburg Symposium*, pp. 107-117. Heidelberg: Springer-Verlag
- [97] FUKASE, T., SHIBATA, M., MIYAJI, Y. (1984). The role of an anaerobic stage on biological phosphorus removal. *Water Sci. Technol.* 17. 69-80.
- [98] GERBER, A., MOSTERT, E. S., WINTER, C. T., DE VILLIERS, R. H. (1986). The effect of acetate and other short-chain carbon compounds on the kinetics of biological nutrient removal. *Water SA* 12. 7-12.
- [99] GREENBER, A. E., LKEIN, G., KAUFMANN, W. J. (1955). Effect of phosphorus removal on the activated sludge process. *Sewage Ind. Wastes* 27. 277.
- [100] HAROLD, F. M. (1966). Inorganic polyphosphates in biology: Structure, metabolism and function. *Bacteriol. Rev.* 30. 772-794.

- [101] Hasselblad, S., and Xu, S. (1996b) Estimation of Sludge Separation Parameters of Secondary Clarifier Simulation. Paper presented at 69th Annu. Water Environ. Fed. Tech. Exposition Conf., Dallas, Tex.
- [102] HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., MATSUO, T., WENTZEL, M. C., MARAIS, G. V. R. (1995b). Wastewater and biomass characterization for the Activated Sludge Model No. 2: Biological phosphorus removal. *Water Sci. Technol.* 31. 2. 13-23.
- [103] HENZE, M., HARREMOES, P., LA COUR, C., JANSEN, J., ARVIN, E. (1997). *Wastewater Treatment, Biological and Chemical Processes*. P.95. Berlin, Heidelberg. New York: Springer
- [104] HIRAISHI, A., MASAMUNE, K., KITAMURA, H. (1989). Characterization of the bacterial population structure in an anaerobic-aerobic activated sludge system on the basis of respiratory quinone profiles. *Appl. Microbiol.* 55. 897-901.
- [105] Hydrodynamic and biokinetic models of an anaerobic fixed-bed reactor, *Process Biochemistry*, Volume 40, Issue 7, June 2005, Pages 2311-2323, Renaud Escudié, Thierry Conte, Jean Philippe Steyer and Jean Philippe Delgenès
- [106] inierung. I. Mitteilung: Bakterienflora und bakterielles Phosphatspeichungsvermögen in Abwasserreinigungsanlagen. *Gwf-Wasser/Abwasser* 131. 156-164.
- [107] ISIS adatbázis
- [108] IWEMA, A., MEUNIER, P. (1985). Influence of nitrate on acetic acid induced biological phosphate removal. *Water Sci. Technol.* 17. 289-294.
- [109] JARDIN, N., PÖPEL, H. J. (1994). Phosphate fixation in sludges from enhanced biological P-removal during stabilization. in: *Chemical Water and Wastewater Treatment III*. (KLUTE, R., HAHN, H. H., Eds.) 353-372. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- [110] JARDIN, N., PÖPEL, H. J. (1996). Behavior of waste activated sludge from enhanced biological phosphorus removal during sludge treatment. *Water Environ. Res.* 68. 965-973.
- [111] Jeppsson, U., and Diehl, S. (1996a) An Evaluation of a Dynamic Model of the Secondary Clarifier. *Water Sci. Technol. (G.B.)*, 34, 5-6, 19.

- [112] Jeppsson, U., and Diehl, S. (1996b) On the Modeling of the Dynamic Propagation of Biological Components in the Secondary Clarifier. *Water Sci. Technol. (G.B.)*, 34, 5-6, 85.
- [113] JÖNSSON, K., JOHANSSON, P., CHRISTENSSON, M., LEE, N., LIE, E., WELANDER, T. H. (1996). Operational factors affecting enhanced biological phosphorus removal at the waste water treatment plant in Helsingborg. Swede. *Water Sci. Technol.* 34. 1-2. 67-74.
- [114] Kabauris, J. C.; and Georgakakos, A. P. (1996a) Parameter and State Estimation of the Activated Sludge Process. I. Model Development *Water Res. (G.B.)*, 30, 2853.
- [115] Kabauris, J. C.; and Georgakakos, A. P. (1996a) Parameter and State Estimation of the Activated Sludge Process. II. Applications *Water Res. (G.B.)*, 30, 2867.
- [116] Kabauris, J. C.; and Georgakakos, A. P. (1996b) Parameter and State Estimation of the Activated Sludge Process: On-Line Algorithm *Water Res. (G.B.)*, 30, 3115.
- [117] KAMPFER, P., EISENTRÄGER, A., HERGT, V., DOTT, W. (1990). Untersuchungen zur bakteriellen Phosphatelim
- [118] KERRN-JESPERSEN, J. P., HENZE, M. (1993). Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions. *Water Res.* 27. 617-624.
- [119] Kong, Z.; Vanrolleghem, P.; Willems, P.; and Verstaete, W. (1996) Simultaneous Determination of Inhibition Kinetics of Carbon Oxidation and Nitrification with a Respirometer. *Water Res. (G.B.)*, 30, 825-836.
- [120] KORNBERG, A. (1995). Inorganic polyphosphate: toward making a forgotten polymer unforgettable. *J. Bacteriol.* 177. 491-496.
- [121] KUBA, T., VAN LOOSDRECHT, M. C. M., BRANDSE, F., HEIJNEN, J. J. (1997). Occurrence of denitrifying phosphorus removing bacteria in modified UCT-type wastewater treatment plants. *Water Res.* 31. 777-787.
- [122] KULAEV, I. S., VAGABOV, V. M. (1983). Polyphosphate metabolism in microorganisms. *Adv. Microbiol. Physiol.* 24. 83-171.
- [123] Liebeskind, M.; Schäpers, D.; Bornemann, C.; Brands, E.; Freund, M.; and Rolfs, T. (1996) Parameter Determination and Model Fitting – Two Approaches for Modeling Processes in Wastewater Treatment Plants. *Water Sci. Technol. (G.B.)*, 34, 5-6, 27.

- [124] Lin, W., and Weber, A. S. (1996) Estimation of Microbial Kinetics Parameters Using a Nonlinear Regression Method. Proc. 28th Mid-Atlantic Ind. Waste Conf., Lehigh Univ., Bethlehem, Pa., 547.
- [125] LÖTTER, L. H., VAN DER MERWE, E. H. M. (1987). The activities of some fermentation enzymes in activated sludge and their relationship to enhanced phosphorus removal. Water Res. 21. 1307-1310.
- [126] MARAIS, G.V.R., LOEWENTHAL, R.E., SIEBRITZ, I.P. (1983). Observations supporting phosphate removal by biological excess uptake. A review. Water Sci. Technol. 15. 15-41.
- [127] Mathematical modelling of prefermenters—I. Model development and verification, Water Research, Volume 33, Issue 12, August 1999, Pages 2757-2768, Elisabeth v. Münch, Jürg Keller, Paul Lant and Robert Newell
- [128] Mathematical modelling of prefermenters—II. Model applications, Water Research, Volume 33, Issue 12, August 1999, Pages 2844-2854, Elisabeth v. Münch, Paul Lant and Robert Newell
- [129] MATSUO, T., MINO, T., SATO, H. (1991). Metabolism of organic substances in anaerobic phase of biological phosphate uptake process. Water Sci. Technol. 25. 6. 83-92.
- [130] McCLINTOCK, S. A., PATTARKINE, V. M., RANDALL, C. W. (1992). Comparison of yields and decay rates for a biological nutrient removal process and a conventional activated sludge process, Water Sci. Technol. 26. 2196-2198.
- [131] MEGANCK, M. T. J., FAUP, G. M. (1988). Enhanced biological phosphorus removal from waste waters. Biotreatment Syst. 3. 111-204.
- [132] Menze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M. C., Marais G. v R. and Loosdrecht M. C. M. (1998) On-line Activated sludge model N^o. 2d. Modelling and Microbiology of activated sludge Processes. 16-18 March, Copenhagen, Denmark, Ch. 23
- [133] Mobius, C. H. (1991) Nitrogen and Phosphorus Limits for Nutrient Deficient Industrial Wastewaters. Water Sci. Technol. (G.B.), 24, 258.
- [134] Model for predicting the performance of membrane bioadsorber reactor process in water treatment applications; Chemical Engineering Science, Volume 60, Issue 20, October 2005, Pages 5620-5636 Hsun-Hao Tsai, Varadarajan Ravindran and Massoud Pirbazari

- [135] Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. I: model development, *Bioresource Technology*, Volume 75, Issue 1, October 2000, Pages 67-74, D. J. Batstone, J. Keller, R. B. Newell and M. Newland
- [136] Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. II: parameter estimation and validation using slaughterhouse effluent, *Bioresource Technology*, Volume 75, Issue 1, October 2000, Pages 75-85, D. J. Batstone, J. Keller, R. B. Newell and M. Newland
- [137] MOSTERT, E. S., GERBER, A., VAN RIET, C. J. J. (1988). Fatty acid utilization by sludge from full-scale nutrient removal plants. with special reference to the role of nitrate. *Water SA* 14. 179-184.
- [138] MURAKAMI, T., KOIKE, S., TANIGUCHI, N., ESUMI, H. (1987). Influence of return of flow phosphorus load on performance of the biological phosphorus removal process. In: *Biological Phosphate Removal from Wastewaters* (Ramadori, R., Ed.) pp 237-247. Oxford: Pergamon Press
- [139] Nakamura, k., Hiraishi, A., Yoshimi, Y., Kawaharasaki, N., Masuda, K., Kamagata, Y. (1995) *Microthrix* phosphorus gen. nov., sp. nov., a new gram-positive polyphosphate-accumulating bacterium isolated from activated sludge. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 45. 17-22.
- [140] Nakamura, K., Masuda, K., Mikami, E. (1991) Isolation of a new type of polyphosphate-accumulating bacterium and its phosphate removal characteristics. *J. Ferment. Bioeng.* 71. 259-264.
- [141] ODEGAARD, H , KARLSSON, I (1994) Chemical wastewater treatment – value for money, in *Chemical Water and Wastewater Treatment III* (Klute, R. – Hahn, H.H. Eds.) pp. 191-209. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag
- [142] Otterpohl, R., et al. (1994) Optimizing Operation of Wastewater Treatment Plants by Offline and Online Computer Simulation. *Water Sci. Technol.* (G.B.), 30 (pt 2), 165.
- [143] PITMAN, A. R., DEACON, S. L., ALEXANDER, W. V. (1991). The thickening and treatment of sewage sludges to minimize phosphorus release. *Water Res.* 25. 1285-1294.

- [144] PITMAN, A. R. (1995). Practical experiences with biological nutrient removal on full-scale wastewater treatment plants in South Africa. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 92. 6/1-6/21.
- [145] PÖPEL, H. J., JARDIN, N. (1993). Influence of enhanced biological phosphorus removal on sludge treatment. Water Sci. Technol. 28. 1. 263-271.
- [146] PÖPEL, H. J. (1995), Schlammanfall bei der chemisch-physikalischen Phosphorelimination, pp 17-30. Schriftenreihe des Instituts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung, Abfalltechnik und Umwelt- und Raumplanung der TH Darmstadt, Vol. 84.
- [147] PROHASKA BRINCH, P., RINDEL, K., KALB, K. (1994). Upgrading to nutrient removal by means of internal carbon from sludge hydrolysis. Water Sci. Technol. 29. (12) 31-40.
- [148] RANDALL, C. W., BRANNAN, K. P., BENEFIELD, L. D. (1987). Factors Affecting Anaerobic Stabilization during Biological Phosphorus Removal. in: Biological Phosphate Removal from Wastewaters. Proc. IAWPRC Specialized Conf. (RAMADORI, R., Ed.), held in Rome. Italy. 28-30 September 1987. pp. 111-122.
- [149] Rittman, B. E. (1996) How Input Active Biomass Affects Sludge Age and Process Stability. J. Environ. Eng., 122. 4.
- [150] SATOH, H., MINO, T., MATSUO, T. (1992). Uptake of organic substrates and accumulation of poly-hydroxyalkanoates linked with glycolysis of intracellular carbohydrates under anaerobic conditions in the biological excess phosphate removal processes. Water Sci. Technol. 26. 933-942.
- [151] Scheer, H., and Seyfried, C. F. (1996) Enhanced Biological Phosphate Removal: Modeling and Design in Theory and Practice. Water Sci. Technol. (G.B.), 34, 1-2, 57.
- [152] Scherfig J.; Schleisner, L.; Brønd, S.; and Kilde, N. (1996) Dynamic Temperature Changes in Wastewater Treatment Plants. Water Environ. Res., 68, 143.

- [153] SCHLEGEL, S. (1989). Untersuchungen zur Versäuerung des Vorklärschlammes mit dem Ziel einer besseren P-Elimination. pp. 77-88. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungs-wasserwirtschaft der TU Braunschweig. Heft 47.
- [154] SCHÖN, G. (1996). Polyphosphatsspeichernde Bakterien und weitergehende biologische Phosphorentfernung in Kläranlagen, in: Ökologie des Abwassers (LEMMER et al., Eds.) Berlin: Springer-Verlag.
- [155] SCHÖN, G., STREICHAN, M. (1989). Anoxische Phosphataufnahme und Phosphatabgabe durch belebten Schlamm aus Kläranlagen mit biologischer Phosphorentfernung. *gwf-Wasser/Abwasser* 130. 67-72.
- [156] Scott, J. P., and Ollis, D. F. (1996) Engineering Models of Combined Chemical and Biological Processes. *J. Environ. Eng.*, 122, 1110.
- [157] SEN, D., RANDALL, C. W. (1988). Factors controlling the recycle of phosphorus from anaerobic digesters sequencing biological phosphorus removal systems. *Hazard. Ind. Waste* 20. 286-298.
- [158] Sera, P., et al. (1994) DEPUR: A Knowledge-based Tool for Wastewater Treatment Plants. *Eng. Appl. Artificial Intell.*, 7, 23.
- [159] SEYFRIED, C. F., HARTWIG, P. (1991). Grosstechnische Betriebserfahrungen mit der biologischen Phosphorelimination in den Klärwerken Hildesheim und Husum. *Korrespondenz Abwasser* 38. 185-191.
- [160] SEYFRIED, C. F., SCHEER, H. (1995). Bio-P in Deutschland. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover. Heft 92.9/1-9/26.
- [161] Sözen, S.; Orhon, D.; and San, H. A. (1996) A New Approach for the Evaluation of the Maximum Specific Growth Rate in Nitrification. *Water Res. (G.B.)*, 30, 1661.
- [162] STREICHAN, M., GOLECKI, J. R., SCHÖN, G. (1990). Polyphosphate-accumulating bacteria from sewage plants with different processes for biological phosphorus removal. *FEMS Microbiol. Ecol.* 73. 113-124.
- [163] STREICHAN, M., SCHÖN, G. (1991). Periplasmic and intracytoplasmic polyphosphate and easily washable phosphate in pure cultures of sewage bacteria. *Water Res.* 25. 9-13.

- [164] SURESH, N., WARBURG, R., TIMMERMAN, M., WELLS, J., COCCIA, M. et al. (1985). New strategies for the isolation of microorganisms responsible for phosphate accumulation. *Water Sci. Technol.* 17. 99-111.
- [165] Szondi T.: Szakmérnöki szakdolgozat. Bácsváz Rt. 1996
- [166] Tchobanoglous G, Burton F, Stensel D (2003): *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill, US
- [167] TEICHFISCHER, T. (1995). Möglichkeiten zur Stabilisierung des Bio-P Prozesses, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 92. 20/1-20/20.
- [168] Tsai, Y. P., et al. (1994) Construction of an On-line Fuzzy Controller for the Dynamic Activated Sludge Process. *Water Res. (G.B.)*, 28, 913.
- [169] URBAIN, V., MANEM, J., FASS, S., BLOCK, J.- C. (1997). Potential of in situ volatile fatty acids production as carbon source for denitrification. *Proc. 70th WEFTEC Conf. Vol. 1. Part II.* pp.333-339. Water Environment Federation. Alexandria, VA.
- [170] van der Kuy, R. J., et al. (1994) Upgrading of Existing Sewage Treatment Plants by Computer Simulation: Game or Reality? *Water Sci. Technol. (G.B.)*, 29, 97.
- [171] VAN LOOSDRECHT, M. C. M., HOOIJMANS, C. M., BRDJANOVIC, D., HEIJNEN, J. J. (1997). Biological phosphate removal processes. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 48. 289-296.
- [172] von Sperling, M. (1994) Calibration of Poorly Identifiable Systems: Application to Activated Sludge Model. *J. Environ. Eng.*, 120. 625.
- [173] WAGNER, M., ERHART, R., MANZ, W., AMANN, R., LEMMER, H., WEDI, D., SCHLEIFER, K.- H. (1994). Development of an rRNA-targeted oligonucleotide probe specific for the genus *Acinetobacter* and its application for in situ monitoring in activated sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 60. 792-800.
- [174] Wahlberg, E. J.; Crowley, J. P.; Bower, J., Bittner, M., and Margolis, Z. (1996) Why the Activated Sludge Process is So Hard to Operate: Modeling Brings New Light to Operations. Paper presented at 69th Annu. Water Environ. Fed. Tech. Exposition Conf., Dallas, Tex.

- [175] Wanner, O., et al. (1992) Calibration of an Activated Sludge Model Based on Human Expertise and on a Mathematical Optimization Technique – A Comparison. Water Sci. Technol. (G.B.), 25, 141.
- [176] Wareham, David G., et al. (1993) Real-time Control of Aerobic-anoxic Sludge Digestion Using ORP. J. Environ. Eng., 119., 120.
- [177] Webb, C. M., and Waronker, M. A. (1993) DCS Installation Gives Plantwide Process Control. Water Eng. Manage., 140, 8, 27.
- [178] WEDI, D. NIEDERMEYER, R. (1992), Berechnungs vorschlag zur Phosphorfallung aus Kommunalen Abwassern mit sauren Metallsalzen, gwf-Wasser/Abwasser 133. pp. 557-566.
- [179] WENTZEL, M. C., DOLD, P. L., EKAMA, G. A., MARAIS, G. V. R. (1985). Kinetics of biological phosphorus release. Water Sci. Technol. 17. 57-71.
- [180] WENTZEL, M. C., EKAMA, G. A., DOLD, P. L., MARAIS, G. V. R. (1990). Biological phosphorus removal - steady state process design. Water SA 16. 1. 29-48.
- [181] WENTZEL, M. C., EKAMA, G. A., MARAIS, G. V. R. (1992). Processes and modelling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems - a Review, Water Sci. Technol. 25. 59-82.
- [182] WILD, D., KISLIAKOVA, A., SIEGRIST, M. S. (1996). D-fixation by Mg, Ca and zeolite during stabilization of excess sludge from enhanced biological P-removal. Water Sci. Technol. 34. (1-2) 391-398.
- [183] WITT, P. CH. (1997). Untersuchungen und Modellierungen der biologischen Phosphatelimination in Kläranlagen, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Vol. 81.
- [184] WITT, P. CH., HAHN, H. H. (1995). Bio-P und Chem-P: Neue Erkenntnisse und Versuchsergebnisse. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 92. 5/1-5/23.

9. TÉZISEK

A Ph.D kutatás keretében a Pannon Egyetem Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszékén a szerző szakmai vezetésével került kidolgozásra a „Szennyvíztisztító szakértői rendszer” elnevezésű szoftver, melynek elsődleges feladata – a szennyvíztisztító üzemek beruházási és üzemeltetési feladatait hatékonyan támogató – dinamikus modellezésen alapuló, komplex kiértékelő-elemző rendszerként való működés.

A Ph.D kutatás előzménye – egy diplomamunka keretében – először Pascal programozási nyelven elkészült, SBR típusú szennyvíztisztító rendszerekre használható szoftver, majd egy OM pályázat kapcsán készült szoftver, amely már képes volt kezelni az átfolyó rendszerű telepeket is. A kutatás – elsősorban a hazai viszonyok felmérése – során a szerző számos mérést végzett és több hazai tisztító monitoring rendszerének adatait elemzett, biztosítva, hogy a rendszer tesztelésére szolgáló adatok hitelesek és a modellezés szempontjainak is megfeleljenek.

A disszertáció alapos áttekintést nyújt a hazánkban – még az EU-hoz képest kedvező szabályozás ellenére is – igen nagy problémát jelentő foszforeltávolítás tudományos háttéréről és a példákkal világítja meg, a szimulációs rendszerek használhatóságát e téren.

A Ph.D cselekmény legfontosabb eredményei:

1. Elkészült egy kereskedelmi forgalomba kerülő, teljesen magyar fejlesztésű szennyvíztisztító modellező rendszer. A rendszer – különleges szolgáltatásként – képes építési és üzemeltetési költség-számításokat is végezni, valamint végleges változatában szabadon bővíthető bármilyen Peterson-mátrixal leírható modellel. A rendszer előnye a többi kereskedelmi forgalomban lévő termékhez képest a teljesen kliens-szerver alapú felépítés, a nagyfokú önállóság („szakértői rendszer”) és a magyar nyelvű (több nyelvre lefordított) felület. A teljes rendszerfejlesztés a szerző koordinálásában és szakmai irányításával zajlott.
2. A disszertáció áttekinti a biológiai többlet-foszforeltávolítás problémáit, bemutatva tudományos háttérét, kiemelve a leggyakoribb problémákat.

Pontosításra kerülnek a foszforeltávolítást meghatározó tényezők, a biokinetikai folyamatok, a főbb technológiai lehetőségek és a folyamat modellezésének a fejlődése.

3. A disszertációból megismerhető egy számítógépes szakértői rendszer felépítésének és megtervezésének módszertana. Bepillantást nyújt a szoftver belső felépítésébe, adat-struktúrájába.
4. A szoftver gyakorlati használhatóságának bemutatására egy gyakorlati vizsgálat: egy nagy – 48.000 m³/nap kapacitású – szennyvíztisztító rekonstrukciójának számítógépes előellenőrzése. A fejezetben a vizsgálati folyamat összese lépése megismerhető. A vizsgálat bemutatja, hogy még a megvalósítás és próbaüzem előtt ki lehet deríteni a rendszer kritikus pontjait – jelen esetben a foszforeltávolítás – és alternatív javaslatot adott a rekonstrukcióra.
5. A disszertáció másik gyakorlati vizsgálata egy üzemeltetési probléma szimulációs módszerekkel való megoldása. A fejezetben bemutatott tisztító működési idejének 95%-ban jóval túlteljesítette a legszigorúbb hazai előírásokat is, de két-három hetente 14-48 órára a tisztított elfolyó vízben mért foszfor-koncentráció közel duplájára emelkedett a telep átlagos elfolyóvizében mért értékhez képest. Az üzemzavar okait hagyományos módszerekkel nem tudták az üzemeltetők felderíteni, arra megoldást csak a dinamikus szimuláció hozott. A vizsgálat szépen példázza a szakértői rendszer segítségével megoldható problémák sokszínűségét, és egyben bemutat egy érdekes anomáliát is.

A disszertáció anyaga már jelenleg is oktatási segédanyagként van használatban mind a felsőoktatásban, mind számos szennyvíztisztító telep belső továbbképzésében. Az írott anyag és a szakértői rendszer az önkormányzatoknak és más szervezeteknek (például üzemeltető cégek, környezetvédelmi hatóság) nyújtanak nagy segítséget. A szakértői rendszer – hivatalos megkeresések kapcsán – angol, román, horvát és arab nyelvekre történő fordítása és e nyelvterületeken való kereskedelmi bevezetése tárgyalási fázisban illetve folyamatban van.

Publikációs lista

Doktori tevékenység alatti impact factor: 1,216

Külföldi lektorált folyóirat:

- Domokos, E., Fazakas, E., Holenda, B., Rédey, Á., Vlad, G.: Aplicarea unei simulări dinamice la reconstrucția unei stații de epurare pentru 100000 EL
Eco Terra, 12(2)2006:24-27
- Domokos E, Holenda B, Utasi A, Rédey Á and Fazakas J: Effect of long retention time in the settler on phosphorus removal from communal wastewater
Environmental Science and Pollution Research, 12(5)2005:306–309.
Impact factor: 1.216
- Domokos E, Holenda B, Rédey Á, Fazakas E: Examinarea învârcării și a alminetrării cu oxygen a unui sistem A/O
Cultura Ecologica, 11(7)2005:28-29

Lektorálás alatt:

- Holenda B, Domokos E, Rédey Á and Fazakas J: Optimal aeration of the alternating activated sludge process using genetic algorithms
submitted to Environmental Modelling and Software
- Holenda B, Domokos E, Rédey Á and Fazakas J: Dissolved oxygen control of the wastewater treatment process using model predictive control
submitted to Computers and Chemical Engineering

Hazai idegen nyelvű kiadvány:

- Holenda B, Domokos E, Rédey Á, Fazakas J: Dissolved oxygen control of a wastewater treatment plant using MPC technology
microCAD, 2005:131-135

Külföldi előadás kiadványkötettel:

- Domokos, E., Utasi, A., Rédey, Á.: Solving of a phosphorus removal problem with computer modeling
8th FECS Conference on Chemistry and the Environment, Athén, 2002
augusztus 31- szeptember 4, p. 240-251

Idegen nyelvű előadás:

- Yuzhakova, T., Rédey, Á., Holenda, B., Domokos, E., Caldararu, M. and Fazakas, J.: Surface chemistry on molybdena-alumina catalyst
Presented at Chemeca 2005, Brisbane, Australia, 10–12 Nov 2005.
- Holenda, B., Domokos, E., Rédey, Á., Fazakas, J.: Effluent water quality optimization of the alternating sludge process using genetic algorithms
10th FECS Conference, Rimini, Sep 4–Sep 7, 2005
- Holenda, B., Domokos, E., Rédey, Á., Fazakas, J.: Model predictive control of the dissolved oxygen concentration in wastewater treatment plant
MicroCAD conference, Miskolc, Hungary, March 17, 2005
- Holenda, B., Domokos, E., Rédey, Á., Fazakas, J.: Modeling the suspended solids concentration in the secondary clarifier of a wastewater treatment plant
9th FECS Conference, Bordeaux, Aug 29–Sep 1, 2004
- Domokos, E.: Benchmarking tests in COST 682 Project

- COST 682 Group No 2. Meeting, Lund, Sweden, 27-29. August 2000.
- Domokos, E.: Active-sludge system controlling consider the precision of the analytical measurement and the retention time.
The 4th symposium on analytical and environmental problems, SZAB Ankét, SZAB Székház, Szeged, 1998 oct. 29. 121-128.
 - Kárpáti, Á., Domokos, E., Kiss, L., Zajzon, I.: The effect of sludge load and oxygen supply on the nutrient removal efficiency of an A/O system
The 1st Symposium on Analytical and Environmental Problems. SZAB Ankét, SZAB Székház, Szeged, 1996 szeptember 12. Book of Abstracts 45.

Magyar nyelvű előadások:

- Domokos, E.: „A környezetállapotértékelés aktuális kérdései”
KTOSZ Őszi szakmai napok, Budapest, 2005. november 10.
- Domokos, E.: „A környezetállapot értékelés módszerei”
XXI. Kémiai-tanári Konferencia, Pécs, 2004. augusztus 15-19.
- Domokos, E., Kárpáti, Á., Sötő, V.: 100 ezer LE feletti kapacitású kommunális szennyvíztisztítók várható feladatai a szennyvíztisztítás előírásainak EU szinkronizációja kapcsán
XI. Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás, Siófok, 1997. október 14-16. Konferencia kiadvány 65-71
- Domokos, E., Kárpáti, Á.: Dinamikus szimuláció lehetősége és hasznosítása néhány hazai szennyvíztisztító vizsgálatában
3. Veszprémi Környezetvédelmi Konferencia, Veszprém, 1997 május 26-28, Konferencia kiadvány 654-661.
- Kárpáti, Á., Domokos, E., Kiss, L., Zajzon, I.: Az A/O rendszer terhelésének és oxigénellátásának hatása az egyes tápanyagok eltávolítására.
A víz és a vízi környezetvédelem a Kárpát-medencében - 2. Tudományos Konferencia-, Eger, 1996 október 15-17. Kiadványkötet 874-858
- Domokos, E., Kárpáti, Á., Kiss, L., Zajzon, I.: Az A/O rendszerek terhelésének és oxigénellátásának hatása az egyes tápanyagok eltávolítására.
X. Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás, Siófok, 1996 szeptember 9-11. Konferencia kiadvány 67-74.
- Utsi, A., Domokos, E., Kárpáti, Á., Kiss, L.: A relatív iszapterhelés hatása az A/O rendszerű szennyvíztisztítás hatékonyságára
Nemzetközi Környezetvédelmi és Innovációs Konferencia, 1996. Június 4-6. Veszprém, Kiadványkötet /Szerk. Vécsy B./ 90-97.
- Utsi, A., Domokos, E., Kárpáti, Á.: A relatív iszapterhelés hatása az A/O rendszerű szennyvíztisztítás hatékonyságára
MHT-VE KmKTT előadózás, 1996 május 30. Kiadványkötet /Szerk.: Kárpáti, Á./ 28-35.
- Utsi, A., Domokos, E., Kárpáti, Á.: A nagykanizsai szennyvíztisztító hatékonyságának vizsgálata két jellemző időszak adatainak statisztikus értékelésével
III. Ipari Környezetvédelmi Konferencia, Siófok, 1996 május 7-8. Kiadványkötet 72-80
- Rókus, T., Domokos, E., Kárpáti, Á.: A szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztítás /SBR/ vizsgálata számítógépes szimulációval
2. Veszprémi Környezetvédelmi konferencia, Veszprém, 1995 május 30-június 1, Veszprém, Kiadványkötet 177-186.

Könyvek és jegyzetek:

- Domokos, E.: Virtuális Egyetem (Oktatási segédlet)
VE, KmKTT, Veszprém, 2004. pp. 37
- Domokos, E., Kárpáti, Á., Pásztor, I.: A szennyvíztisztítás általános minőségbiztosítása és a gyökerteres szennyvíztisztítás (jegyzet)
Veszprém. 2003, pp. 92
- Domokos E., Gajári J.: A szennyvíztisztítás biológiai rendszere: szimuláció és beüzemelés szabályozás (laboratóriumi gyakorlatok jegyzet)
Veszprém, 2001, pp. 86

PhD theses

Within the framework of his Ph.D studies, the “Wastewater treatment expert system” has been developed at the Department of Environmental Engineering and Chemical Technology under the leadership of the author, which is intended to operate as a complex evaluation and analysis system supporting the investment and operational tasks of a wastewater treatment plant.

The Ph.D. research is based on the previous works of the author: first, a wastewater treatment simulation software had been developed in Pascal language for the simulation of SBR type plants, and later another software was developed in a project of the Ministry of Education which was able to handle CSTR reactors. During the research – primarily the survey of the Hungarian conditions – the author has carried out several measurements and analysed the data of different monitoring systems ensuring that the data for system evaluation are authentic and adequate for modelling purposes.

The Ph.D. thesis gives a thorough overview on the scientific background of the phosphorus removal – which still remains a significant problem in Hungary in spite of the favourable EU regulations – and proves the applicability of the expert system in this field.

Most important results of the Ph.D. work:

1. A commercially available, entirely Hungarian developed wastewater treatment modelling software has been created. The system – as an exclusive service – is able to perform investment and operational cost, and the final version will be able to handle any model described in a Petersen matrix. Further advantage of the model according to the other commercially available software, is the client-server architecture, the significant automatisms (“expert system”) and the Hungarian language (that can be easily translated into any other language). The development of the whole system has been carried out under the leadership of the author.
2. The Ph.D. thesis overviews the difficulties of biological excess phosphorus removal, introducing the scientific background and highlighting the most

frequent problems. The factors influencing phosphorus removal, biokinetics, main technological solutions and modelling tools are specified in detail.

3. One can get acquainted with the design and development process of the computer expert system from the Ph.D. thesis and may have a view on the implementation and inner data structure of the software.
4. For the demonstration of a real-life application of the software, a large – 48 000 m³/d capacity – wastewater treatment plant reconstruction has been pre-tested. All steps of the investigation are introduced in the chapter. The study shows that the critical points – phosphorus removal in this case – of the system can be determined well before the implementation and test run, and an alternative recommendation is made for the reconstruction.
5. Another case study in the thesis investigates and solves an operational problem by the application of the simulation software. The introduced wastewater treatment plant over satisfied the strictest Hungarian limit by 95%, however, every two-three week the phosphorus concentration in the effluent increased to its double for 24–48 hours. The reason for the operational problem could not be detected by traditional methods, only by dynamic simulation. The investigation illustrates well the variety of problems that can be solved using dynamic simulation and introduces an interesting anomaly as well.

The Ph.D. thesis is already used as an educational material in the higher education and in the education of wastewater treatment plant operators. The written material and the expert system gives significant assistance to local governments and other institutions (e.g. environmental authorities and plant operating business). The translation (English, Romanian, Croatian, Arabic) and introduction of the expert system is under negotiations as a result of formal request.

10. MELLÉKLET

A következő oldalakon bemutatásra kerülnek az IAWQ által kiadott modellek leíró mátrixai. A mátrixok nagy mérete miatt alájuk már nem fért be az aláírás, így ezek itt olvashatók sorrendben.

IAWQ ASM N°1 modelljének kinetikai változómátrixa.

IAWQ ASM N°3 modelljének kinetikai változómátrixa.

IAWQ ASM N°1 modelljének kinetikai konstansmátrixa.

IAWQ ASM N°3 modelljének kinetikai konstansmátrixa.

IAWQ ASM N°2d modelljének kinetikai változómátrixa (oldott komponensekre).

IAWQ ASM N°2d modelljének kinetikai változómátrixa (lebegő komponensekre).

IAWQ ASM N°2d modelljének kinetikai konstansmátrixa (oldott komponensekre).

IAWQ ASM N°2d modelljének kinetikai konstansmátrixa (lebegő komponensekre).

IAWQ ASM N°2 modelljének kinetikai változómátrixa.

IAWQ ASM N°2 modelljének kinetikai konstansmátrixa.

N ^o 1 Folyamatok		Komponensek												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
		S _I	S _S	X _I	X _S	X _H	X _A	X _P	S _O	S _{NO}	S _{NH}	S _{ND}	X _{ND}	S _{ALK}
1	Heterotrófok aerob szaporodása		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		-i _{XB}			$-\frac{i_{XB}}{14}$
2	Heterotrófok anoxikus szaporodása		$-\frac{1}{Y_H}$			1				$-\frac{1-Y_H}{2,86 Y_H}$	-i _{XB}			$\frac{1-Y_H}{14 * 2,86 Y_H} - \frac{i_{XB}}{14}$
3	Autotrófok aerob szaporodása						1		$\frac{4,57-Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-\frac{i_{XB}}{Y_A}$			$-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7 Y_A}$
4	Heterotrófok pusztulása				1-f _P			f _P					i _{XB} -f _P i _{XP}	
5	Autotrófok pusztulása				1-f _P		-1	f _P					i _{XB} -f _P i _{XP}	
6	Oldott szerves nitrogén ammonifikációja										1	-1		$\frac{1}{14}$
7	Hidrolízis (lebegő szerves anyag)		1		-1									
8	Hidrolízis (lebegő szerves nitrogén)											1	-1	
Y _H 0,67 gKOI/gKOI Y _A 0,24 gKOI/gN f _P 0,08 - i _{XB} 0,086 gN/gKOI i _{XP} 0,06 gN/gKOI		Oldott bonthatatlan szerves anyag	Oldott szubsztrát	Lebegő bonthatatlan szerves anyag	Nehezen bontható szubsztrát	Aktív heterotróf biomassa	Aktív autotróf biomassa	A biomassa pusztulásából származó lebegő szerves anyag	Oxigén	Nitrát- és nitritnitrogén	NH ₄ ⁺ - és NH ₃ -nitrogén	Oldott bontható szerves nitrogén	Lebegő bontható szerves nitrogén	Lúgosság

N ^o 3 Folyamatok		Komponensek												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
		S _I	S _S	X _I	X _S	X _H	X _A	X _{STO}	S _O	S _{NO}	S _{NH}	S _{N2}	X _{TS}	S _{ALK}
1	Hidrolízis	f _{SI}	1-f _{SI}		-1						y ₁		-i _{XS}	Z ₁
2	Heterotrófok aerob KOI tárolása		-1					Y _{STO}	x ₂		y ₂		t ₂	Z ₂
3	Heterotrófok anoxikus KOI tárolása		-1					Y _{STO}		x ₃	y ₃	-x ₃	t ₃	Z ₃
4	Heterotrófok aerob növekedése					1		-1/Y _H	x ₄		y ₄		t ₄	Z ₄
5	Heterotrófok anoxikus növekedése (denitrifikáció)					1		-1/Y _H		x ₅	-i _{NBM}	-x ₅	t ₅	Z ₅
6	Heterotrófok aerob endogén légzése			f _I		-1			-(1-f _I)		y ₆		t ₆	Z ₆
7	Heterotrófok anoxikus endogén légzése			f _I		-1				x ₇	y ₆	-x ₇	t ₇	Z ₇
8	Heterotrófok PHA-ok aerob légzése							-1	-1				-0,60	
9	Heterotrófok PHA-ok anoxikus légzése							-1		x ₉		-x ₉	-0,60	Z ₉
10	Autotrófok nitrifikációja						1		x ₁₀	1/Y _A	y ₁₀		i _{TSBM}	Z ₁₀
11	Autotrófok aerob endogén légzése			f _I			-1		-(1-f _I)		y ₁₁		t ₁₁	Z ₁₁
12	Autotrófok anoxikus endogén légzése			f _I			-1			x ₁₂	y ₁₂	-x ₁₂	t ₁₂	Z ₁₂
f _{SI} 0 gS _I /gX _S f _I 0,20 - Y _{STO} 0,8 gX _{STO} /gS _S Y _H 0,63 gX _H /X _{STO} Y _A 0,24 gX _A /gS _{NO} i _{NBM} 0,07 gN/gX _H vagy gN/gX _A i _{XS} 0,75 gTS/gX _I i _{TSBM} 0,90 gTS/gX _H vagy gTS/gX _A x,y,t hőmérsékletfüggő változók		Inert oldott szerves anyag	Könnyen felvehető szerves anyag	Inert lebegő szerves anyag	Nehezen felvehető szerves anyag	Heterotróf biomassa	Autotróf (nitrifikáló) biomassa	Heterotróf biomasszában tárolt termék	Oldott oxigén	Nitrát- és nitritnitrogén	Ammónium- és ammónianitrogén	Molekuláris nitrogén	Összes lebegő anyag	Lúgosság

N ^o 1 Folyamatok		Komponensek												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
		S _I	S _S	X _I	X _S	X _H	X _A	X _P	S _O	S _{NO}	S _{NH}	S _{ND}	X _{ND}	S _{ALK}
1	Heterotrófok aerob szaporodása		-1,49			1			-0,49		-0,086			0,006
2	Heterotrófok anoxikus szaporodása		-1,49			1				-0,17	-0,086			0,90
3	Autotrófok aerob szaporodása						1		18,04	4,17	-4,25			-0,04
4	Heterotrófok pusztulása				0,92			0,08					0,08	
5	Autotrófok pusztulása				0,92		-1	0,08					0,08	
6	Oldott szerves nitrogén ammonifikációja										1	-1		0,07
7	Hidrolízis (lebegő szerves anyag)		1		-1									
8	Hidrolízis (lebegő szerves nitrogén)											1	-1	
		Oldott bonthatatlan szerves anyag	Oldott szubsztrát	Lebegő bonthatatlan szerves anyag	Nehezen bontható szubsztrát	Aktív heterotróf biomassa	Aktív autotróf biomassa	A biomassa pusztulásából származó lebegő szerves anyag	Oxigén	Nitrát- és nitrátnitrogén	NH ₄ ⁺ - és NH ₃ -nitrogén	Oldott bontható szerves nitrogén	Lebegő bontható szerves nitrogén	Lúgosság

N ^o 3 Folyamatok		Komponensek												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
		S _I	S _S	X _I	X _S	X _H	X _A	X _{STO}	S _O	S _{NO}	S _{NH}	S _{N2}	X _{TS}	S _{ALK}
1	Hidrolízis	0	1		-1						0,01		-0,75	0,001
2	Heterotrófok aerob KOI tárolása		-1					0,80	-0,20		0,03		0,48	0,002
3	Heterotrófok anoxikus KOI tárolása		-1					0,80		-0,07	0,03	0,07	0,48	0,007
4	Heterotrófok aerob növekedése					1		-1,60	-0,60		-0,07		-0,06	-0,005
5	Heterotrófok anoxikus növekedése (denitrifikáció)					1		-1,60		-0,21	-0,07	0,21	-0,06	0,010
6	Heterotrófok aerob endogén légzése			0,2		-1			-0,80		0,066		-0,75	0,005
7	Heterotrófok anoxikus endogén légzése			0,2		-1				-0,28	0,066	0,28	-0,75	0,025
8	Heterotrófok PHA-ok aerob légzése							-1	-1				-0,60	
9	Heterotrófok PHA-ok anoxikus légzése							-1		-0,35		0,35	-0,60	0,025
10	Autotrófok nitrifikációja						1		-18,04	4,17	-4,24		0,90	-0,600
11	Autotrófok aerob endogén légzése			0,2			-1		-0,80		0,066		-0,75	0,005
12	Autotrófok anoxikus endogén légzése			0,2			-1			-0,28	0,066	0,28	-0,75	0,025
		Inert oldott szerves anyag	Könnyen felvehető szerves anyag	Inert lebegő szerves anyag	Nehezen felvehető szerves anyag	Heterotróf biomassa	Autotróf (nitrifikáló) biomassa	Heterotróf biomasszában tárolt termék	Oldott oxigén	Nitrát- és nitritnitrogén	Ammónium- és ammónianitrogén	Molekuláris nitrogén	Összes lebegő anyag	Lúgosság

N ^o 2d Folyamatok		Oldott komponensek								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
		S _A	S _{ALK}	S _F	S _I	S _{N2}	S _{NH4}	S _{NO3}	S _{O2}	S _{PO4}
1	Aerob hidrolízis		V _{1,ALK}	1-f _{SI}	f _{SI}		V _{1,NH4}			V _{1,PO4}
2	Anoxikus hidrolízis		V _{2,ALK}	1-f _{SI}	f _{SI}		V _{2,NH4}			V _{2,PO4}
3	Anaerob hidrolízis		V _{3,ALK}	1-f _{SI}	f _{SI}		V _{3,NH4}			V _{3,PO4}
4	Aerob növekedés a fermentálható tápanyagon			-1/Y _H					1-(1/Y _H)	
5	Aerob növekedés acetáton	-1/Y _H							1-(1/Y _H)	
6	Anoxikus növekedés a fermentálható tápanyagon			-1/Y _H		(1-Y _H)/(2,86*Y _H)		-(1-Y _H)/(2,86*Y _H)		
7	Anoxikus növekedés acetáton (denitrifikáció)	-1/Y _H				(1-Y _H)/(2,86*Y _H)		-(1-Y _H)/(2,86*Y _H)		
8	Fermentáció	1		-1						
9	Heterotrófok lízise									
10	PHA tárolás	-1								Y _{PO4}
11	Aerob PP tárolás								-Y _{PHA}	-1
12	Anoxikus PP tárolás					-V _{12,NO3}		V _{12,NO3}		-1
13	PAO-k aerob növekedése								V _{13,O2}	-i _{PBM}
14	PAO-k anoxikus növekedése					-V _{14,NO3}		V _{14,NO3}		-i _{PBM}
15	PAO-k lízise									V _{15,PO4}
16	PP lízis									1
17	PHA lízis	1								
18	Autotrófok aerob növekedése						V _{18,NH4}	1/Y _A	-(4,56-Y _A)/Y _A	-i _{PBM}
19	Autotrófok lízise						V _{19,NH4}			V _{19,PO4}
20			V _{20,ALK}							-1
21			V _{21,ALK}							1
Y _H 0,625 gKOI/gKOI Y _A 0,24 gKOI/gN Y _{PO4} 0,40 gP/gKOI Y _{PHA} 0,20 gKOI/gP f _{SI} 0 gKOI/gKOI i _{PBM} 0,02 gP/gKOI		Fermentációs termék (acetát)	Lúgosság	Könnyen felvehető szerves anyag	Inert oldott szerves anyag	Molekuláris nitrogén	Ammónium- és ammónianitrogén	Nitrát- és nitritnitrogén	Oldott oxigén	Szervetlen oldott foszfor

N ^o 2d Folyamatok		Lebegő komponensek									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		X _{AUT}	X _H	X _I	X _{MeOH}	X _{MeP}	X _{PAO}	X _{PHA}	X _{PP}	X _S	X _{TSS}
1	Aerob hidrolízis									-1	v _{1,TSS}
2	Anoxikus hidrolízis									-1	v _{2,TSS}
3	Anaerob hidrolízis									-1	v _{3,TSS}
4	Aerob növekedés a fermentálható tápanyagon		1								
5	Aerob növekedés acetáton		1								
6	Anoxikus növekedés a fermentálható tápanyagon		1								
7	Anoxikus növekedés acetáton (denitrifikáció)		1								
8	Fermentáció										
9	Heterotrófok lízise		-1	f _{XI}						1-f _{XI}	
10	PHA tárolás								-Y _{PO4}		
11	Aerob PP tárolás							-Y _{PHA}	1		
12	Anoxikus PP tárolás							-Y _{PHA}	1		
13	PAO-k aerob növekedése						1	-1/Y _H			
14	PAO-k anoxikus növekedése						1	-1/Y _H			
15	PAO-k lízise			f _{XI}			-1			1-f _{XI}	
16	PP lízis								-1		
17	PHA lízis							-1			
18	Autotrófok aerob növekedése	1									
19	Autotrófok lízise	-1		f _{XI}						1-f _{XI}	
20					-3,45	4,87					1,42
21					3,45	-4,87					-1,42
f _{XI} 0,10 gKOI/gKOI Y _{PHA} 0,2 gKOI/gP Y _H 0,625 gKOI/gKOI		Nitrifikáló organizmusok	Heterotróf organizmusok	Lebegő inert szerves anyag	Fémhidroxidok	Fémfoszfát	Foszfor akkumuláló organizmusok	Poli-hidroxi-alkanoát	Poly-foszfát	Nehezen bontható anyag	Összes lebegő anyag

N ^o 2d Folyamatok		Oldott komponensek								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
		S _A	S _{ALK}	S _F	S _I	S _{N2}	S _{NH4}	S _{NO3}	S _{O2}	S _{PO4}
1	Aerob hidrolízis		0,01	1			0,01			
2	Anoxikus hidrolízis		0,01	1			0,01			
3	Anaerob hidrolízis		0,01	1			0,01			
4	Aerob növekedés a fermentálható tápanyagon		-0,01	-1,59			-0,022		-0,59	-0,004
5	Aerob növekedés acetáton	-1,59	0,021				-0,070		-0,59	-0,02
6	Anoxikus növekedés a fermentálható tápanyagon		0,014	-1,59		0,21	-0,022	-0,21		-0,004
7	Anoxikus növekedés acetáton (denitrifikáció)	-1,59	0,036			0,21	-0,070	-0,21		-0,02
8	Fermentáció	1	-0,014	-1			0,030			0,01
9	Heterotrófok lízise		0,002				0,031			0,01
10	PHA tárolás	-1	-0,017							0,40
11	Aerob PP tárolás		0,081						-0,20	-1
12	Anoxikus PP tárolás		0,086			0,07		-0,07		-1
13	PAO-k aerob növekedése		-0,004				-0,070		-0,59	-0,02
14	PAO-k anoxikus növekedése		0,011			0,21	-0,070	-0,21		-0,02
15	PAO-k lízise		0,002				0,031			0,01
16	PP lízis		-0,081							1
17	PHA lízis	1	-0,016							
18	Autotrófok aerob növekedése		-0,06				-4,24	4,17	-18	-0,02
19	Autotrófok lízise		0,002				0,031			0,01
20			0,048							-1
21			-0,048							1
		Fermentációs termék (acetát)	Lúgosság	Könnyen felvehető szerves anyag	Inert oldott szerves anyag	Molekuláris nitrogén	Ammónium- és ammónianitrogén	Nitrát- és nitritnitrogén	Oldott oxigén	Szervetlen oldott foszfor

N ^o 2d Folyamatok		Lebegő komponensek									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		X _{AUT}	X _H	X _I	X _{MeOH}	X _{MeP}	X _{PAO}	X _{PHA}	X _{PP}	X _S	X _{TSS}
1	Aerob hidrolízis									-1	-0,75
2	Anoxikus hidrolízis									-1	-0,75
3	Anaerob hidrolízis									-1	-0,75
4	Aerob növekedés a fermentálható tápanyagon		1								0,90
5	Aerob növekedés acetáton		1								0,90
6	Anoxikus növekedés a fermentálható tápanyagon		1								0,90
7	Anoxikus növekedés acetáton (denitrifikáció)		1								0,90
8	Fermentáció										
9	Heterotrófok lízise		-1	0,1						0,9	-0,15
10	PHA tárolás							1	-0,40		-0,69
11	Aerob PP tárolás							-0,20	1		3,11
12	Anoxikus PP tárolás							-0,20	1		3,11
13	PAO-k aerob növekedése						1	-1,59			-0,06
14	PAO-k anoxikus növekedése						1	-1,59			-0,06
15	PAO-k lízise			0,1			-1			0,9	-0,15
16	PP lízis								-1		-3,23
17	PHA lízis							-1			-0,59
18	Autotrófok aerob növekedése	1									0,90
19	Autotrófok lízise	-1		0,1						0,9	-0,15
20					-3,45	4,87					1,42
21					3,45	-4,87					-1,42
		Nitrifikáló organizmusok	Heterotróf organizmusok	Lebegő inert szerves anyag	Fémhidroxidok	Fémfoszfát	Foszfor akuumláló organizmusok	Poly-hidroxi-alkanoát	Poly-foszfát	Nehezen bontható anyag	Összes lebegő anyag

Nº 2. Folyamatok		Komponensek																
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
		S _F	S _{NH4}	S _{PO4}	S _I	S _{ALK}	S _{O2}	S _A	S _{NO3}	S _{N2}	X _{AUT}	X _H	X _{PAO}	X _{PP}	X _{PHA}	X _I	X _S	X _{TSS}
1	Aerob hidrolízis	1-f _{SI}	v _{1,NH4}	v _{1,PO4}	f _{SI}	v _{1,ALK}											-1	v _{1,TSS}
2	Anoxikus hidrolízis	1-f _{SI}	v _{2,NH4}	v _{2,PO4}	f _{SI}	v _{2,ALK}											-1	v _{2,TSS}
3	Anaerob hidrolízis	1-f _{SI}	v _{3,NH4}	v _{3,PO4}	f _{SI}	v _{3,ALK}											-1	v _{3,TSS}
4	Aerobok szaporodása S _F -en	-1/Y _H					1-1/Y _H					1						
5	Aerobok szaporodása S _A -en						1-1/Y _H	-1/Y _H				1						
6	Anoxikusok szaporodása S _F -en	-1/Y _H							-(1-Y _H)/2.86Y _H	(1-Y _H)/2.86Y _H		1						
7	Anoxikusok szaporodása S _A -en							-1/Y _H	-(1-Y _H)/2.86Y _H	(1-Y _H)/2.86Y _H		1						
8	Fermentáció	-1						1										
9	Heterotrófok bomlása											-1				f _{XI}	1-f _{XI}	
10	X _{PHA} tárolása			Y _{PO4}				-1						-Y _{PO4}	1			
11	X _{PP} tárolása			-1			-Y _{PHA}							1	-Y _{PHA}			
12	Aerob növekedés az X _{PAO} -n			-i _{PBM}			1-1/Y _H						1		-1/Y _H			
13	X _{PAO} -k bomlása			v _{13,PO4}									-1			f _{XI}	1-f _{XI}	
14	X _{PP} bomlása			1										-1				
15	X _{PHA} bomlása							1							-1			
16	Autotrófok szaporodása		-i _{NBM} -(1/Y _A)	-i _{PBM}			-(4.57-Y _A)/Y _A		1/Y _A		1							
17	Autotrófok bomlása		v _{17,NH4}	v _{17,PO4}							-1					f _{XI}	1-f _{XI}	
Y _H	0,63 gKOl/gKOl	Fermentálható anyag	Ammónia- és ammónium-nitrogén	Ortofoszfát	Inert oldott anyag	Lúgosság	Oldott oxigén	Acetát	Nitrát- és nitritnitrogén	Molekulris nitrogén	Autotróf organizmusok	Heterotróf organizmusok	Foszfor felhalmozó mikroorganizmusok	Poly-foszfát	Poly-hidroxi-alkanoát	Inert lebegő anyag	Nehezen bontható szerves anyag	Összes lebegő anyag
Y _A	0,24 gKOl/gN																	
Y _{PHA}	0,20 gKOl/gP																	
Y _{PO4}	0,40 gP/gKOl																	
i _{PBM}	0,02 gP/gKOl																	
f _{SI}	0,00 gKOl/gKOl																	

N° 2. Folyamatok		Komponensek																
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
		S _F	S _{NH4}	S _{PO4}	S _I	S _{ALK}	S _{O2}	S _A	S _{NO3}	S _{N2}	X _{AUT}	X _H	X _{PAO}	X _{PP}	X _{PHA}	X _I	X _S	X _{TSS}
1	Aerob hidrolízis	1	0,01			0,001											-1	-0,75
2	Anoxikus hidrolízis	1	0,01			0,001											-1	-0,75
3	Anaerob hidrolízis	1	0,01			0,001											-1	-0,75
4	Aerobok szaporodása S _F -en	-1,6	-0,022	-0,004		-0,001	-0,6					1						0,90
5	Aerobok szaporodása S _A -en		-0,070	-0,02		0,021	-0,6	-1,6				1						0,90
6	Anoxikusok szaporodása S _F -en	-1,6	-0,022	-0,004		0,014			-0,21	0,21		1						0,90
7	Anoxikusok szaporodása S _A -en		-0,070	-0,02		0,036		-1,6	-0,21	0,21		1						0,90
8	Fermentáció	-1	0,03	0,01		-0,014		1										
9	Heterotrófok bomlása		0,031	0,01		0,002						-1				0,1	0,90	-0,15
10	X _{PHA} tárolása			0,4		-0,004		-1						-0,40	1			-0,69
11	X _{PP} tárolása			-1		0,048	-0,2							1	-0,2			3,11
12	Aerob növekedés az X _{PAO} -n		-0,07	-0,02		-0,004	-0,6						1	-1	-1,6			-0,06
13	X _{PAO} -k bomlása		0,031	0,01		0,002							-1			0,1	0,90	-0,15
14	X _{PP} bomlása			1		-0,048												-3,23
15	X _{PHA} bomlása					-0,016		1							-1			-0,6
16	Autotrófok szaporodása		-4,24	-0,02		-0,6	-18		4,17		1							0,9
17	Autotrófok bomlása		0,031	0,01		0,002					-1					0,1	0,90	-0,15
		Fermentálható anyag	Ammónia- és ammónium-nitrogén	Ortofoszfát	Inert oldott anyag	Lúgosság	Oldott oxigén	Acetát	Nitrát- és nitritnitrogén	Molekulris nitrogén	Autotróf organizmusok	Heterotróf organizmusok	Foszfor felhalmozó mikroorganizmusok	Poly-foszfát	Poly-hidroxi-alkanoát	Inert lebegő anyag	Nehezen bontható szerves anyag	Összes lebegő anyag

Optikai adathordozó melléklet tartalma

Az értekeztés optikai adathordozón tartalmazza a következőket:

- Az értekezés szövegét
- A téziseket
- A Szoftver használati útmutatójának 2006. januári változatát

Figyelem! Az adathordozó gondosan ellenőrzésre került, de ez nem jelent szavatosságot a teljes vírusmentességre. Az adathordozó használatából eredő esetleges károkért a Szerző nem vállal felelősséget.

Az adathordozón lévő teljes tartalom szerzői jogok védelme alá esik, teljes egészének vagy részeinek bármilyen módon történő sokszorosítása csak a szerző írásos engedélyével lehetséges.