Eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai – I-II.

Kárpáti Árpád

I. BOI és nitrogén eltávolítás

1. Bevezetés

A kommunális szennyvíztisztítás feladata a lakosság által felhasznált és elszennyezett közhasználatú víz minőségének a részleges visszaállítása a befogadókba történő bevezetést megelőzően. A szennyezők eltávolításának szükséges mértékét /BOI, KOI, NH_4-N, NO_3-N, ΣP, vagy ortofoszfát/ a befolyó víz szennyezettsége, és a befogadó határértékei befolyásolják. A felsoroltakon túl a mindenkor érvényes előírások számos egyéb komponens koncentrációját is szigorúan szabályoznak az elfolyó vízre, de azok nem lévén a mikroorganizmusok makro-tápanyagai, eltávolításukat a biológiai szennyvíztisztítás csak kisebb mértékben befolyásolja. A biológiai szennyvíztisztítás alapvető feladata a makro-tápanyagok, szerves szén, redukált, vagy oxidált nitrogén, valamint a foszfor eltávolítása. Ez a tanulmány annak is csak az eleveniszapos lehetőségeit ismerteti. Az anaerob folyamatokat is csak érintőlegesen említi, amennyiben a hidrolízisnek az eleveniszapos tisztításnál játszott szerepének megértéséhez szükséges.

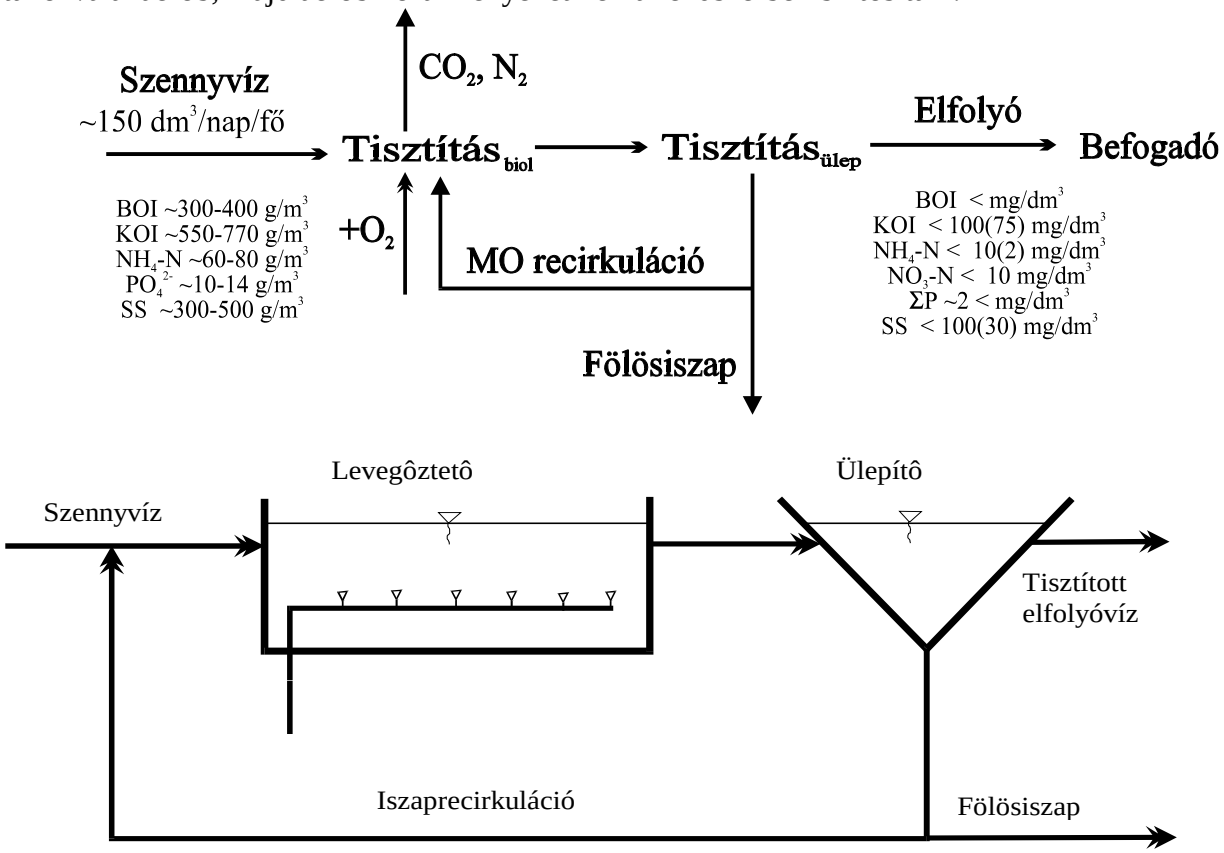
2. Eleveniszapos szennyvíztisztítás és részfolyamatai

A szennyező anyagok /szerves C, N, P, S/ biológiai eltávolítása az ilyen rendszereknél mikroorganizmusok -MO- segítségével történik. Az átalakítás segédtápanyaga az oxigén, termékei a széndioxid, szennyvíziszap /C-, H-, O-, N-, P-tartalommal/, nitrogén /elemi nitrogén, esetleg nitrát / és szulfát. A biomassza adszorpciójának az inert szerves és szervetlen komponensek eltávolításában is fontos szerepe van, de a bontható szerves tápanyag adszorpciója is fontos részfolyamata az átalakításoknak. A tápanyagok sejtmembránon keresztül történő felvétele ugyanis azok típusától függően vagy közvetlenül /oldott kis molekulájú komponensek, oxigén, ammónium, acetát, orto-foszfát, mikroelemek/, vagy előzetes adszorpció és extracelluláris átalakítás után lehetséges /nagy-molekulájú oldott és lebegő szennyezések.

Az eleveniszapos rendszerben az oldott és lebegő szennyezők jól szeparálható biomasszává, sejt és sejtfalanyaggá történő alakítása, majd elválasztása ennek megfelelően két elkülönített tisztítási lépés. Ezt ki is hangsúlyozza a tisztítást bemutató **1. ábra**. Azon az átlagos nyers kommunális szennyvíz jellemzők és a befogadók határértékei is fel vannak tüntetve. Az utóbbiak esetén a szigorúbb hazai kategóriák előírásai, mint a jövőre irányt mutató értékek is láthatók.

Az ilyen rendszerben a szerves anyag és a nitrát eltávolítását, asszimilációját döntően a heterotróf, az ammónium oxidációját a nitrifikáló autotróf, míg a különösen nagy foszforfelvételt a foszfor-akkumuláló heterotróf mikroorganizmusok (PAH) végzik. Ezt a **2. ábra** mutatja be. A nitrifikációhoz megfelelő iszapkort és oxigénellátottságot, a denitrifikációhoz ugyanakkor

oxigénhiányt, a különlegesen nagy foszforfelvételt biztosító fajok elszaporodásához viszont váltakozva anaerob, majd aerob körülményeket kell a rendszerben biztosítani.



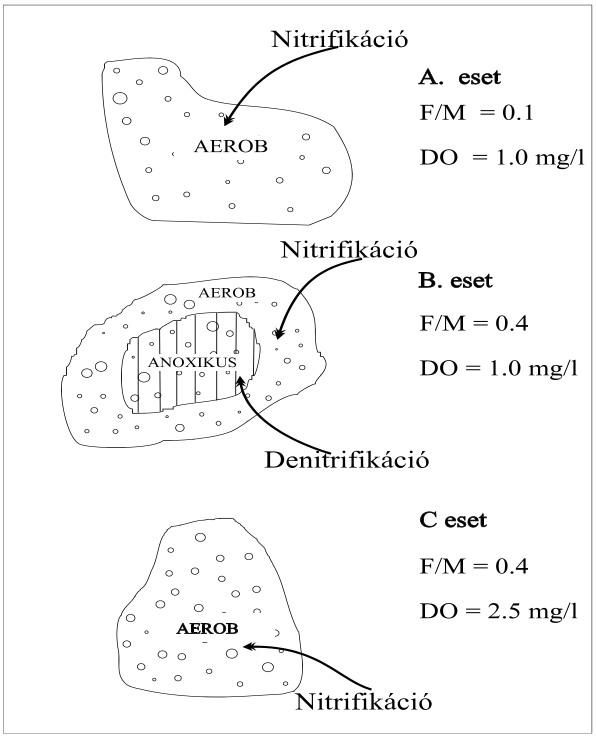
1. ábra: A biológiai szennyvíztisztítás elvi sémája

	Tápanyagok	Tevékenység	Szaporodási sebesség
$MO_{het}^{(I)}$	szerves C + O_2 + (N és P) szerves C + NO_3^- + (N és P)	szerves C oxidáció NO_3^- redukció	nagy nagy
$MO_{aut}^{(II)}$	HCO_3^- + NH_4-N + O_2 + (N és P)	NH_4^+ oxidáció	kicsi
$MO_{het\ poli\text{-}P}^{(III)}$	szerves C (acetát) + mikroorganizmus O_2 + (N és P)	P leadás, C felvétel P felvétel, C oxidáció	kicsi kicsi
$\mu_{het}^{(I)} = \mu_{aut}^{(II)} = \mu_{het\ poli\text{-}P}^{(III)} = 1/\Theta$		A teljes eleveniszapos rendszerben, de nem az egyes zónákban !	

2. ábra: Az egyes mikroorganizmus csoportok eltérő tápanyag igénye és szaporodási képességei.

A fentiek biztosítása csakis három egymástól eltérő környezetben lehetséges, amit vagy térben elkülönítve, vagy időben váltogatva lehet megvalósítani. Egy iszapkörös rendszerekről lévén szó a különböző mikroorganizmus csoportok együttélésének alapfeltétele ugyanakkor a teljes rendszer egységnyi iszaptömegére vonatkoztatott (fajlagos) szaporodási sebességeik megegyezése /$\mu_{het}^{(I)} = \mu_{aut}^{(II)} = \mu_{het}^{(III)}$ /. Meghatározó természetesen az egyes csoportok tápanyagainak különbsége is, valamint a környezeti körülmények függvényében lényegesen eltérő szaporodási sebességük is (**2. ábra)**.

A térben ciklizált változatot a hagyományos, folyamatos betáplálású, cirkulációjú és levegőztetésű rendszerekkel, /ún. térben állandósult állapotú rendszerekkel/, az időben ciklizáltat a szakaszos /sequencing/ vagy váltakozó /alternating/ betáplálású és levegőztetésű rendszerekkel lehet biztosítani (Irvine et al. 1989; Zhao et al.-I 1994; Zhao et al.-II 1994).



3. ábra. Szimultán folyamatok az iszappehelyben

Figyelembe kell azonban venni, hogy a reaktorokban a felsorolt reakciókörülmények nem csak a váltogatott üzemmóddal behatárolt, úgynevezett ″makrociklusok″ következtében alakulhatnak ki. A tápanyag-ellátottság, a rendszer mechanikus keverése és a mikroorganizmusok flokkulációs hajlama eredményeként az iszappelyhekben egy sokkal kisebb periodicitású ″mikro-ciklus″ során is létrejöhetnek a szükséges feltételek. Az utóbbinál a változás szélsőértékeit a folyadékfázisban biztosított tápanyag-koncentráció /szerves tápanyag, oxigén, stb./, valamint a keverés intenzitása fogja behatárolni (Gray 1990). Az iszap-pelyhek felületének és belsejének különböző körülményei miatt annak mikroorganizmusai egymást kizáró folyamatok szimultán végrehajtására is képesek. A **3. ábra** ezt a lehetőséget érzékelteti (Sedlak 1992).

Amikor a részecskék összetöredezése, megújulása nem elég gyors, a lassú diffúzió miatt a **3. ábrán** látható oxigén-koncentráció eloszlás alakulhat ki a pelyhekben. Intenzív keverés, folyamatos újra felaprózódás a konvekció szerepét fokozza, de a részecskékben anoxikus terek kialakulására, különösen nagy relatív iszapterhelés esetén, lehetőség adódik. Ez azt jelenti, hogy

szimultán denitrifikáció is lehetséges a levegőztetésnél megfelelő körülményekkor. A szennyvíztisztítás szabályozása, optimalizálása a fenti részfolyamatokat biztosító egységekből kiépülő rendszernek a mindenkori befolyó víz összetétele, és befogadó előírásainak megfelelő szabályozását, optimalizálását jelenti.

3. BOI eltávolítás és nitrifikáció az eleveniszapos rendszerekben.

Alapelve a századfordulón kialakított, **1. ábrán** látható levegőztetős és ülepítős, recirkulációs megoldáson nyugszik. A kezdeti időszakban a tisztítást sok esetben külön ülepítő nélkül, szakaszos betáplálással működtették (Irwine 1989; Chambers 1993). Ezt a megoldást /levegőztetőben történő periodikus ülepítés/ ma általánosan a Sequencing Batch Reactor /továbbiakban SBR/ megnevezéssel jelölik (Norcross 1992; US EPA 1992). A kezdeti időszak gyenge levegőztetési hatékonysága, s egyidejűleg nagy relatív BOI terhelése azonban hamarosan szükségessé tette a folyamatos levegőztetést, valamint az elkülönített ülepítő használatát.

A szerves szennyező anyagok ilyen eltávolításának a gyakorlatában igen változatos kialakítású levegőztetést használnak. A tökéletesen kevert medence mellett elterjedtek napjainkban a csőreaktor jelleggel kialakított hosszanti medencék, illetőleg azok több ponton történő betáplálással üzemelő, blokkosított, valamint körmedencévé alakított, szakaszonként változó intenzitással levegőztetett változatai, a tiszta oxigénes eljárások, a kút vagy toronyszerűen kialakított reaktorok és utótisztítási lépcsőkkel kombinált megoldásaik (Vriens et al. 1990). A továbbiakban a három eltérő reakciós szakasz kialakításának lehetőségei az utóbbiaktól függetlenül kerülnek bemutatásra.

A BOI eltávolításánál keletkező biomassza /fölösiszap/ azonban a kommunális szennyvizek ammónium tartalmának csak a kisebb részét /20-30%/ veszi fel. Néhány évtized után a többi rész eltávolításának a szükségét is felismerték. Az ammóniát ugyan klórozással, ioncserével, csapadékképzéssel is el lehet távolítani a vízből, ezek a megoldások a szimultán BOI eltávolítás és nitrifikáció fokozott költsége ellenére sem bizonyultak a lakossági szennyvizek tisztításánál versenyképesnek (Sorensen-Jorgensen 1993).

Az ammónium biológiai oxidációja /nitrifikáció/ azonban csak a rendszer kisebb relatív biológiai /szerves-C/ terhelése, és nagyobb oldott oxigén koncentráció mellett lehetséges /karbon-limitált rendszer/. A szerves anyag átalakítása, valamint a nitrifikáció ilyenkor egyetlen reaktortérben megvalósítható. Bár az autotróf nitrifikálók tápanyaga / HCO_3^-, NH_4^+ és O_2/ más mint a heterotrófoké /szerves szén + oxigén/, egy iszapkörös rendszerben nagyobb fajlagos szaporodási sebességük miatt az utóbbiak szaporodását kell visszaszorítani az autotrófoké mértékére ($\mu_{het}^{(I)} = \mu_{aut}^{(II)}$), hogy azok ne "mosódjanak ki" a rendszerből. Esetenként súlyos gondot jelent, hogy a lassan szaporodó nitrifikáló mikroorganizmusok a többi fajoknál fokozottabban érzékenyek a hőmérsékletre, a pH-ra, valamint a szennyvizekbe kerülő toxikus kemikáliák hatására, beleértve saját tápanyagaikat és átalakításuk intermedierjeit is (Benedek 1990; Öllôs 1992).

A relatív terhelés csökkentése jelentősen növeli a beruházási /levegőztető térfogat/ és üzemeltetési költségeket /többlet oxigénigény/. Az ammónia nitrifikációja több lépcsős tisztítással, elválasztott iszapkörös rendszerrel gyorsítható. Ekkor lehetőség van egy nagyobb terhelésű első lépcsőt /BOI_5-eltávolítás/ követően, az autotrófok szaporodására kedvezőbb kis

terhelésű második lépcső kialakítására. Az autotrófok részarányának számottevő növekedése a második lépcsőben a relatív nitrifikáló kapacitás növekedését, s ezzel arányosan a reaktortérfogat csökkenését is jelenti. Az utóbbit rögzített filmes változatként /csepegtetőtest/ a század közepén nagy számban építették ki az Egyesült Államokban (Eckenfelder et al. 1979).

4. Denitrifikáció és fejlesztése

A nitrifikációt követően a denitrifikáció szükségessége is hamarosan egyértelművé vált az élővizek elszennyeződése, eutrofizációja miatt. Különösen fontos ez pihenési igényeinket kielégítő, esetenként ivóvízbázisainkat jelentő zártabb vízgyűjtőink, állóvizeink esetén. Tengerparttal rendelkező országoknál, a zárt tengeröblök, beltengerek esetén a nitrát az algák limitáló tápanyaga, hiszen foszfor bőségesen van a tengervízben. Ezzel szemben az édesvizekben a foszfor tölti be ezt a szerepet. Ettől függetlenül a nitrát redukciójára, mint veszélyforrás kikapcsolására, gondosan ügyelni kell (Henze et al. 1991).

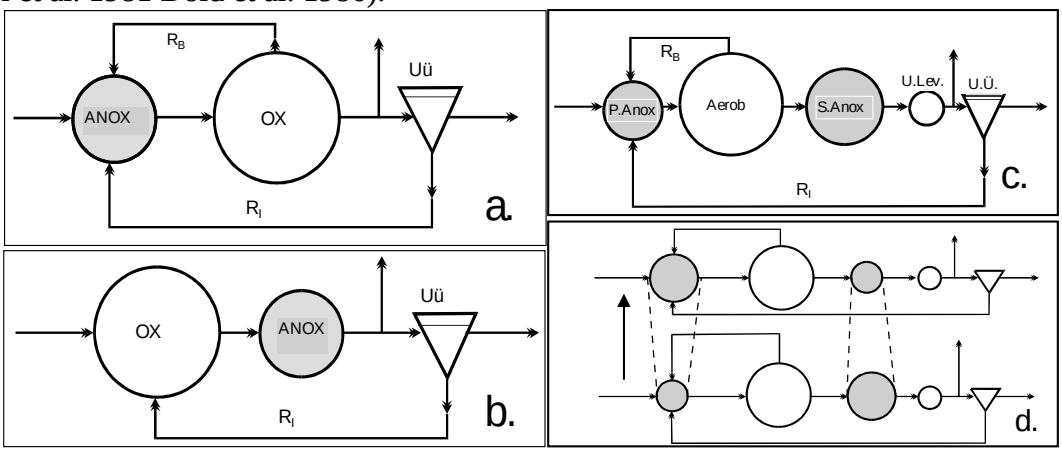
A nitrát redukcióját oxigén hiányában döntően ugyan azok a heterotróf mikroorganizmusok végzik, amelyek egyébként oxigénnel a szerves szén oxidációját. A denitrifikáció rosszul levegőztetett reaktorterekben, sőt magukban a flokkulált iszappelyhekben szimultán folyamatként is bekövetkezhet /**3. ábra**/. A redukció során a jelentős sejtszaporulat miatt a sztöchiometriai mennyiségnél is nagyobb mennyiségű szerves tápanyag /KOI/ felhasználása történik. Minden gramm nitrát nitrogénre mintegy 8,6 gramm KOI szükséges. Könnyen felvehető tápanyag hiányában a denitrifikáció a sejtlízis révén felszabaduló tápanyaggal, sokkal kisebb sebességgel következik csak be. A sejtlízis /iszapelhalás/ révén keletkező tápanyaghoz képest a nyersvíz biológiailag nehezen bontható szerves tápanyaga másfélszeres, míg a könnyen bontható része tízszeres redukciós sebességet tesz lehetővé (Dold et al. 1980; Henze et al. 1991). Ennek megfelelően a tápanyag minősége befolyásolja a denitrifikáció relatív térfogatigényét is. Ettől függetlenül a teljes rendszer relatív iszapterhelését egy iszapkörös eleveniszapos rendszerben továbbra is az oxikus tér megfelelő autotróf szaporulatának biztosítása limitálja (Argaman 1991).

Denitrifikációra előbb a klasszikus, folyamatos betáplálású, időben állandósult üzemű rendszereket fejlesztették ki, majd később a levegőztetés és betáplálás ciklizálásával, s a medencék válaszfalakkal történő változatos kialakításával igen sokféle megoldás megvalósításra került. Az utóbbiak rendszerezését az is komplikálja, hogy a szakaszos betáplálás analógiájára a levegőztető medencék, vagy azok egy részének ülepítőként történő ciklikus igénybevételére is hasonlóan sor került.

4.1. Folyamatos betáplálású, térben és időben állandósult üzemű változatok

A denitrifikálás megfelelő tápanyagellátásának és a tisztított elfolyó víz minimális nitrát tartalmának együttes biztosítása eredményezte a nitrifikáló - denitrifikáló rendszerek két alaptípusának, a Wuhrmann és a módosított Ludzak-Ettinger megoldásnak a kifejlesztését (Ludzak et al.1962; Dold et al. 1980; Van Haandel et al. 1981) / **4/a. és 4/b. ábrák/**. Az elődenitrifikáció elvben kedvezőbb, de a belső recirkuláció növelésével a recirkuláltatott oldott oxigén mennyisége egyre jobban csökkenti a denitrifikációhoz hasznosítható könnyen felvehető tápanyag mennyiségét. A heterotróf mikroorganizmusok azt elsődlegesen a visszaforgatott oxigén redukciójára fogják felhasználni /elektron akceptor/. Az optimum a levegőztetés mértékének, tehát a recirkuláltatott levegőztetett iszap oldott oxigén koncentrációjának is

függvénye. Közlemények adatai szerint hatszoros belsô recirkuláció fölött már egyértelmű romlás várható. A gyakorlatban ritkán szoktak 3-4 -szeres érték fölé menni (Dold et al. 1980; Van Haandel et al. 1981 Dold et al. 1986).



4. ábra: A nitrifikáló-denitrifikáló rendszerek alapkonfigurációi

4/a - Módosított Ludzak-Ettinger féle rendszer, **4/b -** A Wuhrmann-féle rendszer,
4/c - Bardenpho eljárás, amely az **4/a** és **4/b** rendszerek kombinációja
4/d - Az elô- és utódenitrifikáló méretének megválasztása a tisztítandó víz TKN/KOI arányának megfelelôen.

Teljes elődenitrifikációt feltételezve az elődenitrifikálás hatékonysága a teljes rendszerre számítva:

$$\eta_{NO3} = R_B / 1+ R_B$$

ahol R_B a belső recirkuláció aránya (Q_b /Q)
/a belső recirkuláció : befolyó víz aránya/

Az elődenitrifikálás tehát önmagában elvileg sem biztosíthat nitrátmentes elfolyó vizet. Ezen, s az utódenitrifikáló rossz tápanyagellátottságán próbál segíteni a **4/a** és **4/b. ábrán** bemutatott megoldások kombinációja, amely a Bardenpho eljárás néven ismeretes, és a **4/c ábrán** látható.

Az utódenitrifikáció során a tápanyaghiány minden esetben problémát okoz, mivel ott a denitrifikációhoz már nem áll rendelkezésre elegendő, biológiailag könnyen bontható szerves tápanyag. Az Egyesült Államokban és más országokban is ilyenkor az utódenitrifikációhoz rendszerint olcsó fermentációs hulladékot, metanol, ecetsavat használnak. Ekkor azonban a többlettápanyag költsége és a biztonsági levegőztetés drágává teszi a megoldást (Eckenfelder 1979; Gray 1990; Dobolyi 1992). A nyers szennyvízből kiülepített primer iszap hidrolízise révén egyébként is hasonló költséggel hozzá lehet jutni az utódenitrifikációhoz szükséges tápanyaghoz (Gray 1990 Henze 1991).

4.1.1. Maximális denitrifikációs kapacitás biztosításának lehetősége

Mint már utaltunk rá, egy rendszer nitrifikáló potenciálját /nitrát termelő képességét/ a befolyó szennyvíz ammónia tartalma határozza meg. A tényleges nitrifikációt azonban mindig az iszapkor befolyásolja. A denitrifikáció lehetőségét ezzel szemben a tisztítandó szennyvíz szerves tápanyagának mennyisége, illetőleg annak a nitrogéntartalomhoz /TKN/ viszonyított aránya /részben annak mennyisége, részben biológiai bonthatósága, a könnyen felvehető oldott tápanyag részaránya/ határozza meg. Ennek megfelelően a **4/d. ábrán** látható a **4/c. ábrán** bemutatott Bardenpho eljárás elő és utódenitrifikáló reaktorának a nyers szennyvíz TKN/KOI aránya függvényében célszerű megválasztása (Dold et al. 1980; Van Haandel et al. 1981).

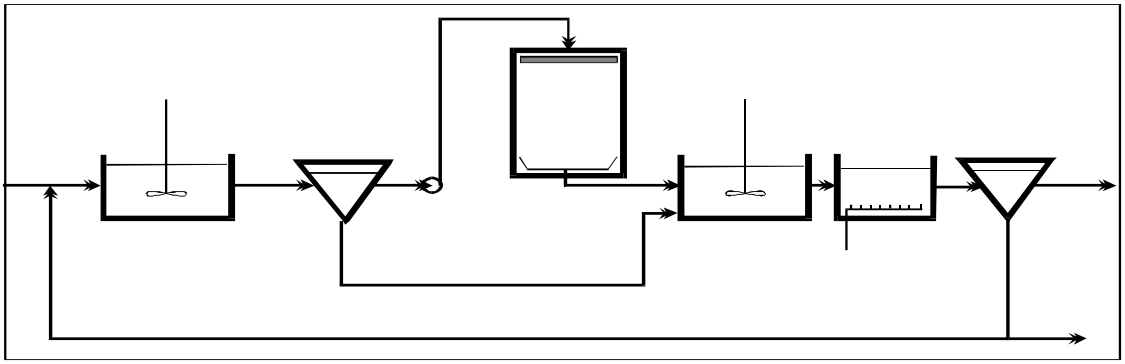
Az ilyen rendszereknél csak TKN/KOI > 0,09-0,10 határig várható teljes denitrifikáció az **4/d. ábrán** bemutatott elv érvényesítése esetén is. Ha a nyers szennyvíz TKN/KOI aránya ennél nagyobb, a tisztított elfolyó víz a korábban már említett okok miatt nem lesz nitrát-mentes. A reakciók lelassulása miatt friss tápanyag hiányában az utódenitrifikálás különösen nagy reaktortérfogatot és iszapkort igényelne. Ilyen megoldás ugyanakkor a szerves tápanyag kis koncentrációja miatt rendszerint iszapduzzadást eredményez (Wanner 1989).

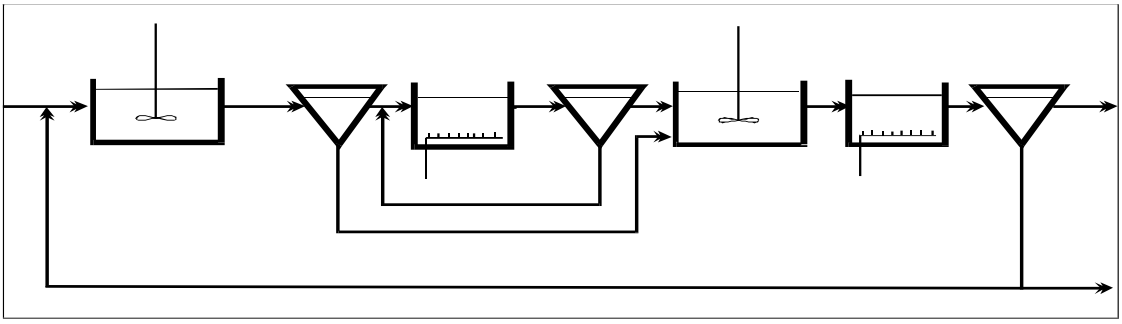
Valamelyest javíthat a helyzeten, ha a nyers szennyvíz egy részét a szekunder anoxikus reaktorba vezetik a Bardenpho megoldás változatlan megtartása mellett. Ekkor azonban

mintegy háromszoros belső recirkuláció esetén a megkerülő ágon a nyersvíz 8-12,5 %-át kell az utódenitrifikálóba vezetni. Az utóbbi ammónia tartalma az utólevegőztetést követően optimális esetben is 4-5 mg/dm^3 NO_3-N maradványt fog a tisztított elfolyó vízben eredményezni. Ez lesz a nyers szennyvíz TKN/KOI > 0,09 aránya esetén várható átlagos érték a tisztított elfolyó vízben. Ha ilyen érték alá kell csökkenteni az elfolyó víz nitrát-tartalmát, elvileg is csak külső szerves szénforrás felhasználásával lehetséges. Ez lehet a már említett metanol, acetát, vagy a primer iszap fermentációja révén keletkező hasonló, könnyen felvehető tápanyag. Problémát jelent, hogy az ilyen rendszereknél előülepítést hagyományosan eleve nem alkalmaznak, tehát primer iszap, vagy fermentált terméke sem lehet (Fleit 1993; Monozlay 1995). "Az eddig ismertetett komplikált elvi vázlatok a gyakorlatban egyszerűen megvalósíthatók ún. reaktorkaszkáddal, tehát szakaszokra osztott eleveniszapos medencével, vagy egyszerű oxidácós-árok rendszerrel. Mindössze a szennyvízbetáplálást, a recirkulációt és az oxigénbevitelt kell a próbaüzem során komplex módon szabályozni." (Benedek, 1990)

Lehetőség a szerves-szén jobb kihasználására a két iszapkörös megoldás, ahol a denitrifikálás tápanyagellátását a szétválasztott nitrifikáció, és szerves szén oxidáció révén javítani lehet. Ennek egy rögzített filmes nitrifikálós változatát a kilencvenes évek elején Wanner és társai javasolták (Wanner1992). Sémája a **5/a. ábrán** látható. A szerves szén és az ammónia oxidációjának szétválasztása /két iszapkor/ azonban eleveniszapos rendszerben még ennél is bonyolultabban vitelezhető csak ki /**5/b. ábra**/, még több, költséges ülepítést igényel. Bonyolultsága miatt ezek ma még csak elvi lehetôségek, bár Wanner és társai javaslata laboratóriumban már igazolta az elvárásokat (Bortone et al.1994).

A szeparált nitrifikáció a kettős ülepítés költsége miatt tűnik illuzórikusnak. Bár a nitrifikáció a fenti megoldással /kisebb relatív térfogat igény/ gyorsítható, valamint feltehetően teljes denitrifikáció is lehetséges volna /utódenitrifikáció/, ezt ma még ilyen áron a gyakorlat nem igényli. Helyette napjainkban egyszerűségük és egyidejűleg jó hatékonyságuk miatt a ciklikus üzemű rendszerek terjednek széles körben, melyek 6-8 gramm nitrát-nitrogén /m^3 koncentrációig biztonsággal eltávolítják a nitrátot.





5. ábra : Elkülönített nitrifikáció /több iszapkör/ lehetséges kialakítása
5.a ábra : elkülönített nitrifikáció Wanner és társai által javasolt változata /csepegtetőtest vagy elárasztott töltetes levegőztető medence/
5.b ábra: szeparált nitrifikáció lehetősége eleveniszapos biológiánál.

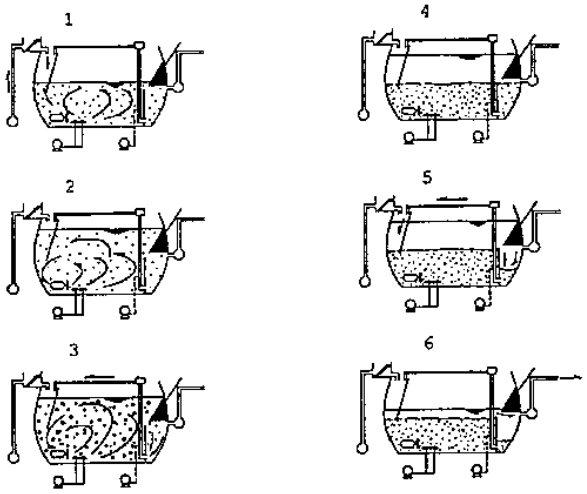
4.2 Ciklikus üzemű rendszerek

A megnevezés olyan eleveniszapos rendszereket jelöl, melyeknél valamilyen paraméter az üzemeltetés során ciklikus változik. Ez lehet a betáplálás, folyadék átvezetés /cirkuláció nagysága vagy iránya/, vagy akár a levegőztetés is, ha azt hosszabb időszak állandó értéke után más hasonló értékre változtatják, esetleg kikapcsolják. A szabályozott levegőztetés ilyen értelemben a nem levegőztetett szakasszal ugyancsak váltakozhat, de önmagában nem jelent ciklikus üzemmódot a szabályozott ki-be kapcsolás kis frekvenciája miatt. A bioreaktor, vagy reaktortér adott pontjain a környezeti feltételek a ciklikusan váltakozó üzemvitelnél a folyamatos betáplálású, állandósult üzemállapotú rendszerekkel szemben nem állandóak, hanem ciklikusan változnak. A betáplálás, a levegőztetés, az ülepítés ilyen értelmű váltakozó megvalósítása egyetlen medencében, vagy párhuzamos egységekből kiépített medencesornál az úgynevezett SBR (Sequencing Batch Reactor) rendszer.

4.2.1. Ciklikus üzemű rendszerek nem elkülönített ülepítővel

Sequencing Batch Reactor /SBR/

Ez a legegyszerűbb szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztító. Nitrifikáló hatékonyságával semmi probléma nincs, ha annak relatív iszapterhelését megfelelő értékre választják. Esetében is megkülönböztethetők a ciklusok menetében elő-, és utódenitrifikáló szakaszok, de a szimultán denitrifikáció is legalább azonos jelentőséggel bír (Irvine 1989; Norcross 1992; Shin et al 1992; US EPA 1992; Chambers 1993; Tam et al 1994). Sémája a **6. ábrán** látható (Imura et al. 1993).



6. ábra: Az SBR működésének elve.

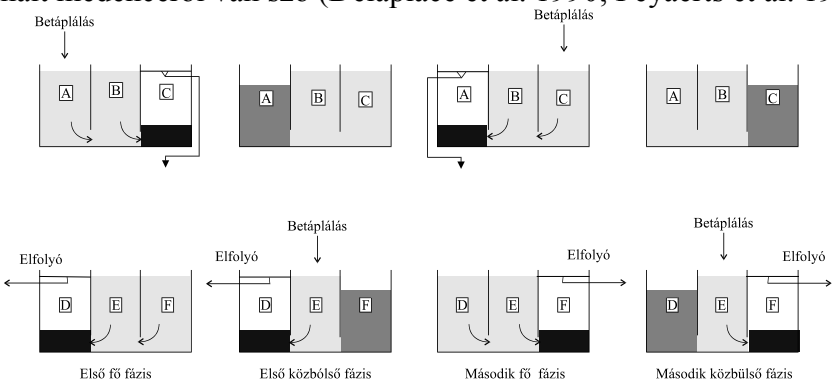
Az elődenitrifikálás a nitrát mennyiség kisebb részével akkor következik be, amikor az ülepítést és dekantálást követően friss szennyvizet juttatnak a medencébe, miközben a levegőztetést még nem indítják be. A folyadék átkeverése révén a friss tápanyaggal az iszap redukálja a nitrát teljes mennyiségét. Ez a denitrifikációs hatásfok a folyamatos betáplálású rendszerekhez hasonlóan akár képletszerűen is kifejezhető a ciklikus feltöltési, vagy dekantálási hányad függvényében. Ebben a szakaszban a denitrifikáció igen gyorsan bekövetkezik, így azt követően a technológiai ciklus kialakításának megfelelően vagy az anaerob környezetben bekövetkező foszforleadás, vagy a szerves szén és ammónia levegővel történő oxidációja indul be (Lewandowski at al 1992; Imura et al 1993). A levegőztetett szakaszban keletkező nitrát a levegőztetés intenzitása /folyadékfázis oldott oxigén koncentrációja/ és a keverés /teljes medence átkeverése/ függvényében egyidejűleg is redukálódhat. Erre a legutóbbi tapasztalatok szerint tökéletesen kevert medencében, szabályozott levegőztetés esetén is van mód (Demuynck 1994).

Az SBR esetében utódenitrifikáció érvényesítésére is van lehetőség. A levegőztetés kikapcsolását követően az oxigén viszonylag gyorsan elfogy a kevert rendszerből. Ha ezután friss tápanyagot juttatnak a medencébe, a Bardenpho eljárás megkerülő ágon történô tápanyag-bevezetéséhez hasonló elvű utódenitrifikáció biztosítható. Ez mind a kísérleti, mind a szimulációs eredmények alapján kedvező lehet, de az utólevegőztetés ilyenkor is elengedhetetlen (Demuynck).

Az SBR az utóbbi évtizedekben a kis települések, pulzáló vízhozamok, egyedi ipari szennyvizek esetében hatékonynak és gazdaságosnak bizonyult (Irwine,1992; Norcross 1992; US EPA 1992).

Unitank System

A nyolcvanas évek elején különleges reaktorkialakítással próbálkoztak a leuveni egyetem munkatársai. Az egyetlen medencés SBR üzemét alakították folyamatossá. Az Unitank rendszer működési elve a **7. ábrán** látható. Az Unitank System megnevezés érzékelteti, hogy a medencék univerzális feladatot /levegőztetés és ülepítés/ látnak el, és nem egyetlen funkcióra használt medencéről van szó (Delaplace et al. 1990; Feyaerts et al. 1992).



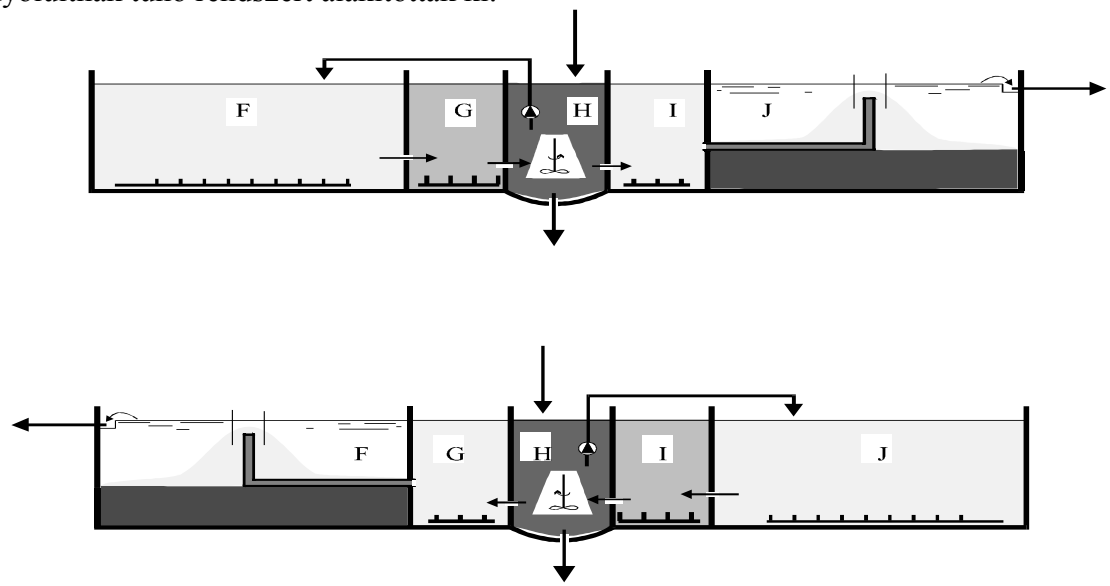
7. ábra: Az Unitank System és működése

Hosszanti átfolyású medencékből, 3-3sorba kapcsolt reaktorszakasszal alakították ki a reaktorsort, amelyekbe a friss szennyvíz betáplálása váltakozva történik a sor egyik vagy

másik végén. Az utolsó medenceegység ugyanilyen ciklusokban levegőztetés nélkül, ülepítőként működik. Ha nincs szükség denitrifikációra, a középső egység levegőztetése folyamatos. Ellenkező esetben a középső szakasz az utódenitrifikációt kell, hogy biztosítsa. Mivel az utódenitrifikálás tápanyaghiányának negatívumai ennél a rendszernél is érvényesülnek, az egyébként elmés megoldás még hazájában sem terjedt el a kommunális szennyvizek tisztításában.

Az Unitank System fejlesztői valójában szűkebb feladatot tűztek maguk elé. A söripar viszonylag szennyezettebb, koncentráltabb, de biológiailag jól bontható szennyvízét kívánták minimális költséggel és hulladéktermeléssel /iszap/, és a belsőenergia maximális hasznosításával tisztítani (Vriens 1990). Ennek megfelelően kidolgozták az anaerob lépcsővel, vegyszeres foszforeltávolítással bővített előtisztítási fokozatot, majd a három lépcsős C-N eltávolítást is. A kommunális szennyvizeknél azonban fölösleges az anaerob lépcső, sőt az elkülönített lépcsőben történő nitrifikáció sem igazán indokolt. Egy rövid átmeneti ciklusban, részben az utódenitrifikáció javítása érdekében a nyers víz egy része közvetlenül a második lépcső utódenitrifikáló reaktorába kerül bevezetésre, de erre az áramlás irányváltása miatt, az ülepítés folyamatossága érdekében is szükség van.

A söripari szennyvíz az utódenitrifikációhoz különösen kedvező tápanyag lévén (Vriens 1990; Monozlay, 1995), megfelelő denitrifikációs sebességet biztosít, de szükség lenne esetében is az utólevegőztetésre. Ez a két iszapkörrel négymedencés második lépcső kialakításával lenne megoldható. Azonos oldal belső és külső reaktorzónáiba történhetne ciklikusan az első lépcső elfolyó vizének, illetőleg a nyers szennyvíz egy részáramának a bevezetése. A rendszer működése egyebekben a korábban javasolttal teljesen azonos lehetne. Helyette a korábbi elveknek megfelelően az elő-, és utódenitrifikációt is beépítve a **8. ábrán** látható, kicsit bonyolultnak tűnő rendszert alakították ki.



8. ábra: A teljes tápanyag eltávolításra tervezett Unitank System.

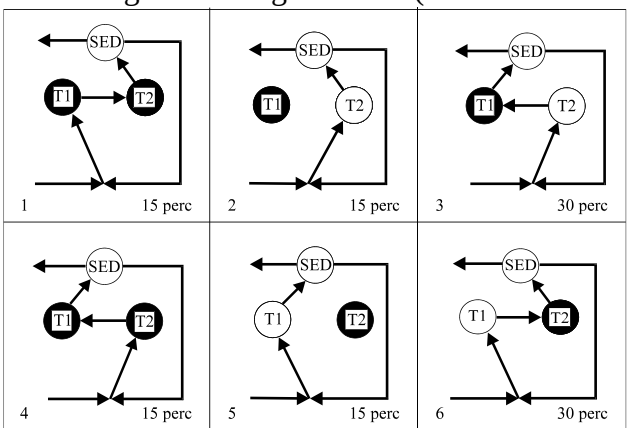
Működésének egyszerűbb megértését segítik az ábrán látható, ciklusokat bemutató változatok. A nyers szennyvíz betáplálása a középső egységbe történik /elődenitrifikáló/, ahonnan a részben hígított, részben denitrifikált folyadékot megfelelő átemelő szivattyú szállítja váltakozva a reaktorsor megfelelő végére. Az utóbbi a szükséges belső recirkuláció biztosítása

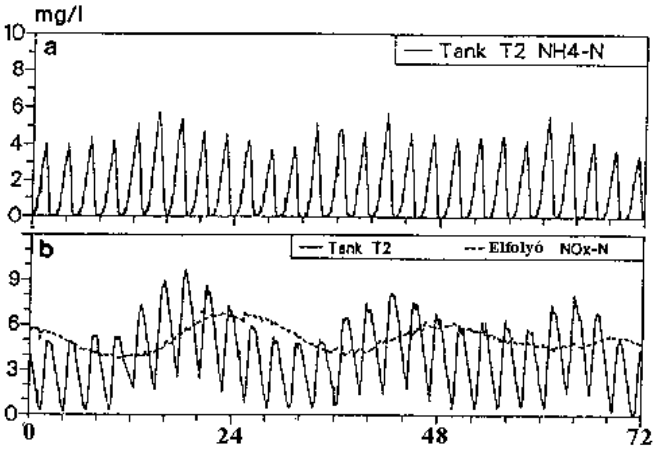
érdekében a nyers szennyvíz mennyiségének többszöröse. Az utódenitrifikáló, illetőleg utó-levegőztető váltakozva a G és I jelű belső reaktorszakasz, míg a fő levegőztető reaktor, valamint ülepítő váltakozva a szélső egységek. Bár a rendszer kommunális szennyvizekkel történt vizsgálatának eredményei meggyőzőek (Feyaerts 1992), a módszer feltehetően a nagy ülepítőtérfogat hányad miatt a gyakorlatban nem terjed.

4.2.2. Ciklikus üzemű rendszerek elkülönített ülepítővel

Ez a megoldás megtartva az ülepítő hagyományos helyét és szerepét, a betáplálást valamint az anoxikus - oxikus zónák átkötéseit, illetőleg azok levegőztetését váltogatja. Elsősorban Dániában népszerű, ahol rendszerint két párhuzamosan üzemeltetett Carroussel medencével, közös ülepítővel valósítják meg az elvet /**9. ábra**/. Gyakorlatban a technológia DENITRO néven ismert.

Az ilyen üzemben elért nitrogéneltávolítást a **9. ábra** mutatja, melyen a nyers szennyvíz, és a T2 reaktor elfolyó vízének az NH_4-N, valamint ugyancsak a T2 reaktor elfolyó vízének és az ülepített tisztított szennyvíznek /elfolyó/ a NO_3-N értékei láthatók. A közlemények alapján az elfolyó vízben az NH_4-N tartalom folyamatosan 1 mg/dm^3 alatt volt. A nitrát-nitrogén láthatóan 3-5 mg/dm^3 között változott. Ez azt is jelenti, hogy a tisztított elfolyó víz összes nitrogén tartalma mintegy 5-7 mg/dm^3 alatt várható. Figyelembe kell azonban venni, hogy a befolyó víz NH_4-N tartalma átlagosan 40 mg/dm^3 volt (Zhao et al. I és II 1994).





1q2

9. ábra: Váltakozó betáplálású, levegőztetésű és folyadék-átvezetésű, úgynevezett alternáló rendszer (felül), és hatékonysága (alul). /Árnyékolt medencék levegőztetettek; SED-ülepítő/

A **9. ábra** jól mutatja, hogy ez a technológia megfelelő anaerob reaktor beépítésével közvetlenül alkalmas lehet biológiai többletfoszfor eltávolításra is. Az is látható, hogy az utóbbi ciklizálás megfelelő tér leválasztásával és folyadékáramoltatással akár egyetlen körmedencében is biztosíthatja valamennyi környezeti feltétel meglétét. Ilyen megoldású például a dán Puritek cég (1994) technológiája. Sémájának bemutatására és működésének leírására a foszforeltávolításhoz kapcsolódóan kerül sor a DENITRO technológia hasonló változatának a bemutatásával együtt. Az utolsó két megoldás vezérlése, szabályozása azonban a rendszer nagyon pontos ismeretét, megfelelő műszeres ellenőrzését igényli.

5. Folyamatos és ciklikus eleveniszapos rendszerek összehasonlítása

Mint az **1. ábra** is mutatja, a tisztítás két alapvetően különböző egységet kapcsol egymás után. A biológiai átalakításokét és az iszap elválasztását. Az utóbbi során végbemennek ugyan biológiai folyamatok is, szerepük a tisztítás szempontjából elhanyagolható. A két szakasz átlagos tartózkodási időkkel jellemzett térfogatigénye elvileg is nagyon eltérő lehet. Az ülepítésnél ez a feldolgozandó szennyvíz minőségétől nagyjából független, mintegy 3-6 óra. A biológiai folyamatoknál ezzel szemben mind az érkező szennyvíz szennyezettségétől, mind a tisztítás megkívánt mértékétől /C, N, P eltávolítás, és azok mértéke/ egyaránt függ. Ha csak a BOI_5 eltávolítása a feladat, és a szennyezettség a kommunális szennyvizeknek megfelelő átlagos érték, a szükséges hidraulikus tartózkodási idő a levegőztetőben szintén csak néhány óra kell legyen. Ha azonban nitrifikáció - denitrifikáció, netán biológiai többletfoszfor eltávolítása is szükséges, fél nap fölötti, közel egy napos átlagos hidraulikus tartózkodási időre van szükség a reaktorsoron. A teljes rendszer szempontjából a két térfogat optimalizálása jó üzemvitelt feltételezve is, egymástól független feladat.

A két tartózkodási idő aránya azt fejezi ki, hogy az állandó ülepítő-térfogat hányszorosának megfelelő összes reaktortérfogatot igényel a megkívánt tisztítás. Nagyterhelésű elveniszapos rendszereknél, csak BOI_5 eltávolítása esetén, az arány közel egy. Az utóülepítő térfogata tehát csaknem megegyezik a biológiai medence /levegőztető/ térfogatával. Nitrifikáció - denitrifikáció esetén ez az érték három-hat között van. Többletfoszfor biológiai eltávolítása esetén ennél is nagyobb. Az ülepítő térfogatigénye ilyen értelemben a jóval kisebb hányad. Ezért nem propagálják a fejlesztők a több ülepítővel kombináló megoldásokat, hiszen minden egyes ülepítés annak állandó térfogatigényét ismétli meg, ami a költségekben hasonlóan jelentkezik.

A nem elkülönített ülepítők esetén, mint a Unitank és az SBR az ülepítő kiépítési költsége fajlagosan kisebb ugyan, a tisztítás igényének növekedésével azonban a Unitank esetében az állandó reaktor/ülepítő térfogatarány miatt az ülepítés viszonylagos költségét mégis aránytalanul megnöveli. Az arány a reaktorterek arányainak változtatásával lenne változtatható, ha a középső térrészt növelnék a szélsők rovására. Ez a növelés az ülepítés és levegőztetés meghatározott időszükséglete miatt egyidejűleg az összes térfogat, vagy hidraulikus tartózkodási idő növelését igényli, ami áttételesen ugyancsak számottevően növeli a költségeket. Feltehetően ennek tulajdonítható, hogy az Unitank alig terjed a kommunális szennyvíztisztítás gyakorlatában.

Az SBR esetében a ciklusszám csökkentésével a fenti arány ugyan javul, a folyamatos betáplálású, állandósult üzemű, vagy az elkülönített ülepítővel épített ciklikus üzemű változatok arányát azonban az egyidejűleg korlátozott betöltési térfogatarány miatt nem tudja megközelíteni.

6. Összefoglalás

A fenti megfontolások alapján egyértelmű, hogy az eleven iszapos szennyvíztisztítás biológiai és fizikai lépcsőinek együttes térfogatigénye csakis a folyamatos betáplálású, folyamatos üzemű, és az elkülönített ülepítővel üzemelő ciklikus rendszereknél lehet ninimális. Ezeknél azonban egyre inkább jelentkezik a szabályozás és annak folyamatos karbantartásának növekvő költsége. Ezért lehetséges, hogy az SBR kisebb üzemméretek esetén, amikor az aránylag bonyolult üzemű egységek kiépítése, szabályozása helyett az egyszerűbb üzem és olcsóbb vezérlés is elegendő, versenyképes. Hazai vonatkozásban ennek részben ellene hat a térségenként kis szennyvíztisztítók esetén is megkövetelt szigorú foszfor határérték, amit azonban ugyanott vegyszeres kicsapatással problémamentesen kompenzálni lehet. A ciklikus üzemű eleveniszapos rendszerek fejlesztését, terjedését világszerte a nitrogén és foszfor szigorodó határértékei kívánják meg. Ki kell azonban hangsúlyozni, hogy a kombinált, vagy hibrid rendszerek, melyek az **5. ábra** megoldásának a párhuzamosan fejlődő változatai, hasonlóan ígéretes jövő előtt állnak, ami a technológiai variációs lehetőségek számát tovább növeli.

Irodalomjegyzék (a II. rész végén)

II: Biológiai többletfoszfor eltávolítás és a szerves széntartalom optimális kihasználása

1. Bevezetés

A foszforeltávolítás az állóvizek eutrofizációjának megakadályozása érdekében a kontinentális országokban különösen fontos a szennyvíztisztításnál. A hagyományos eleveniszapos rendszereknél keletkező iszap ugyanakkor a kommunális szennyvizek foszfortartalmának csak a kisebb részét immobilizálja. A többletfoszfor biológiai eltávolításának lehetősége ugyan már több évtizede ismert, pontos mechanizmusa minden részletében ma sem tisztázott. A többletfoszfor akkumulációjára képes herotróf mikroorganizmusok (PAH) szaporodása az autotróf nitrifikálókéhoz hasonlóan viszonylag lassú. Váltakozó anaerob és aerob (vagy anoxikus) körülmények a szelekciójukat elősegítik. Emellett az anaerob szakasz tápanyag-ellátottsága is meghatározó. Az utóbbi miatt az anaerob egység mindig a rendszer elejére kerül, hogy szelekciót, vagy foszfor eltávolító kapacitást az acetátban gazdag, nyers szennyvíz tovább növelhesse. A foszfor és nitrogéntartalomra vonatkoztatott jó BOI, vagy KOI ellátottság azok eltávolítását növeli, ezért az ilyen rendszerekben esetenként nem célszerű a szennyvíz előülepítése sem. Kedvező viszont, ha az anaerob egység előtt a nagy molekulatömegű szerves anyagok aprózódása, hidrolízise bekövetkezhet. Különösen a foszforleadást és tápanyagfelvételt, a PAH szaporodását javítja, ha a nyers szennyvíz sejtmembránon keresztül közvetlenül felvehető szerves komponenseinek részaránya nagy.

2. Foszfor biológiai eltávolításának növelése

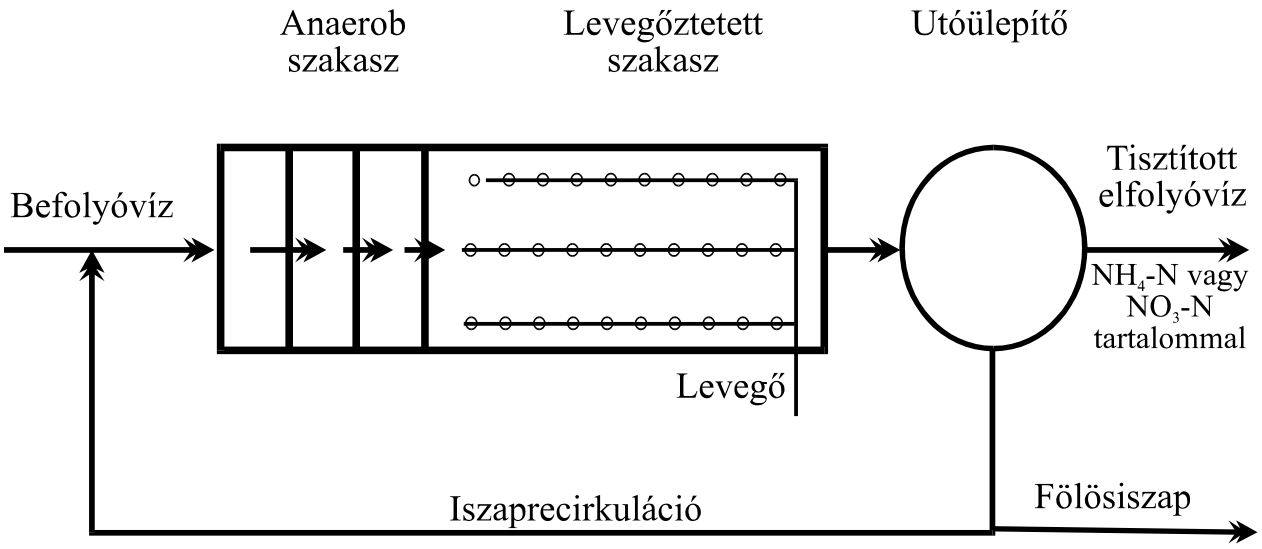
A többletfoszfor biológiai eltávolítása olyan zárt, vízszegény területeken, mint a Dél-Afrikai Köztársaság, a hetvenes évekre fordulójára fokozott igénnyé vált (Wentzel et al. 1990). Eléréséhez a könnyen felvehető tápanyaggal anaerob zónában jól ellátott eleveniszapot egymást követően anaerob, majd jól levegőztetett tereken / DO > 2-3 mg/dm^3 / kell átvezetni, hogy a lassan szaporodó, többletfoszfor akkumulációjára képes, heterotróf, úgynevezett poli-P fajok elszaporodhassanak. Ezek az aerob ciklusban a többi heterotrófok foszforfelvételének a

többszörösére is képesek (felhalmozás a sejtjeikben polifoszfát formájában). Ilyen iszap elvételével a hagyományoshoz képest jelentős többletfoszfor mennyiség biológiai eltávolítása válik lehetővé (Öllős 1991; Dobolyi 1992).

Kedvezően hat a foszforeltávolításra, ha a befolyó víz viszonylagosan több biológiailag könnyen bontható szerves tápanyagot /acetátot, vagy egyéb kis molekulatömegű karbonsavakat, fermentált származékokat/ tartalmaz. A tápanyagban gazdag, nyers szennyvizet a foszfor-akkumulálók /PAH/ jó szaporodásához elengedhetetlen szerves tápanyag betárolás biztosítása érdekében mindig az anaerob szakaszba kell adagolni. Egyébként az oxigént és nitrátot hasznosító, gyorsabban szaporodó egyéb heterotróf fajok dominanciája érvényesül. A többletfoszfor akkumulálók különleges adottságai tehát csak speciális körülmények között érvényesülhetnek, amikor azok ciklikus tápanyag, illetőleg poli-foszfát betároló képességüket érvényesíthetik (Mino et al. 1987; Cech et al 1990; Satoh et al.1992; Sedlak 1992; Cech et al 1993; Satoh et al 1994).

3. Folyamatos betáplálású, állandósult állapotú rendszerek

A váltakozó anaerob és jól levegőztetett szakaszokat igénylő megoldásnak a kialakítása mind C-P, mind C-N-P eltávolító eleveniszapos rendszerekben lehetséges. A BOI és foszfortartalom eltávolítása legegyszerűbben egyetlen csőreaktorszerű medence célszerűen szakaszolt és levegőztetett változatával valósítható meg /**1. ábra/.** Természetesen a megfelelő utóülepítés és iszaprecirkuláció mindig elengedhetetlen. Nagy relatív iszapterhelésnél a nitrifikáció persze nem biztosítható. Mivel napjainkban a foszfor eltávolítására minden esetben a nitrogén hatékony eltávolításával egyidejűleg van szükség, rendszerint a C-N-P együttes és lehetőleg teljes eltávolítása a feladat (Sedlak 1992; Shin et al. 1992; Kárpáti 1994).

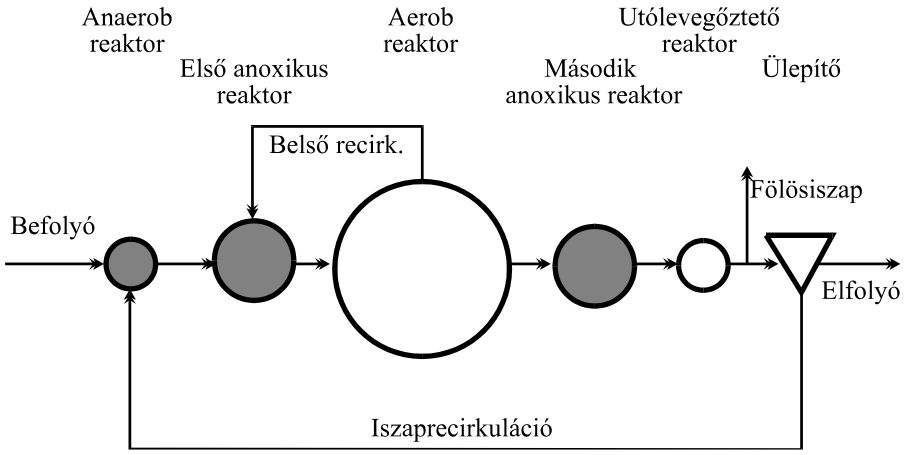


1. ábra: Szerves anyag és foszfor együttes eltávolításának a megvalósítási lehetősége.

Ha egyébként az **1. ábrán** látható rendszert kis relatív iszapterheléssel, és az oxikus szakaszban megfelelő levegőellátással /DO > 2-3 mg/dm^3 / üzemeltetik, nitrifikációt is biztosíthat. Ha ezen túl a levegőztetést csak mintegy a teljes reaktortérfogat, vagy a nitrifikációhoz szükséges idő kétharmadában végzik /megfelelő hatékonyságú levegőztetés és

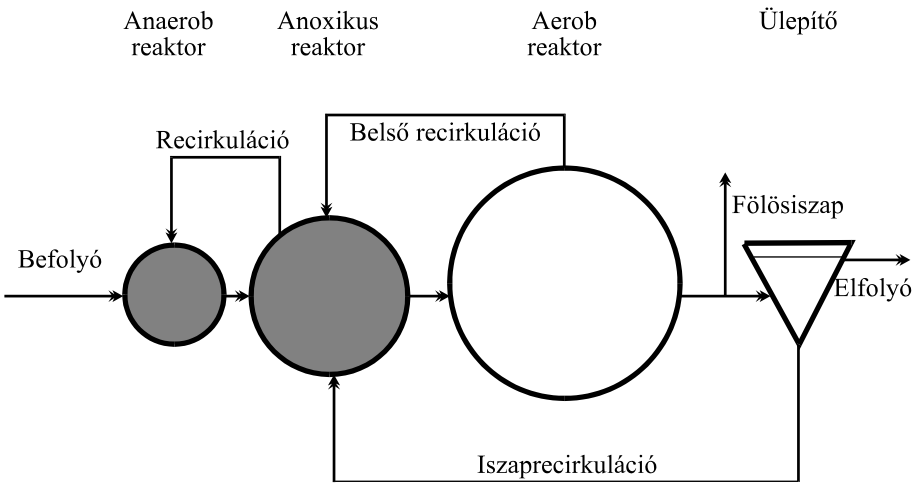
anaerob szakasz mellett/, a rendszer denitrifikációt is biztosíthat (Kárpáti-Monozlay 1995). Ennek megfelelően a denitrifikáció a levegőztetés szakaszolásával, időszakos szüneteltetésével is elképzelhető /1-1,5 órás ciklusok/. A többletfoszfor biológiai eltávolításának klasszikus technológiája a fenti elvet állandó betáplálással, állandósult üzemmódban megvalósító, módosított, vagy 5 lépcsős Bardenpho, vagy Phoredox eljárás, melynek folyamatábráját a **2. ábra** mutatja be.

A Phoredox viszonylag bonyolult, 5 reaktoros rendszerkiépítés, elő és utódenitrifikálással, befejező levegőztetéssel, de hagyományosan egyetlen ülepítővel A komplikáltnak tűnő elvi séma a gyakorlatban egyszerűen megvalósítható reaktorkaszkáddal, szakaszokra osztott eleveniszapos medencével, vagy egyszerű oxidácós-árok rendszerrel (Benedek, 1990).

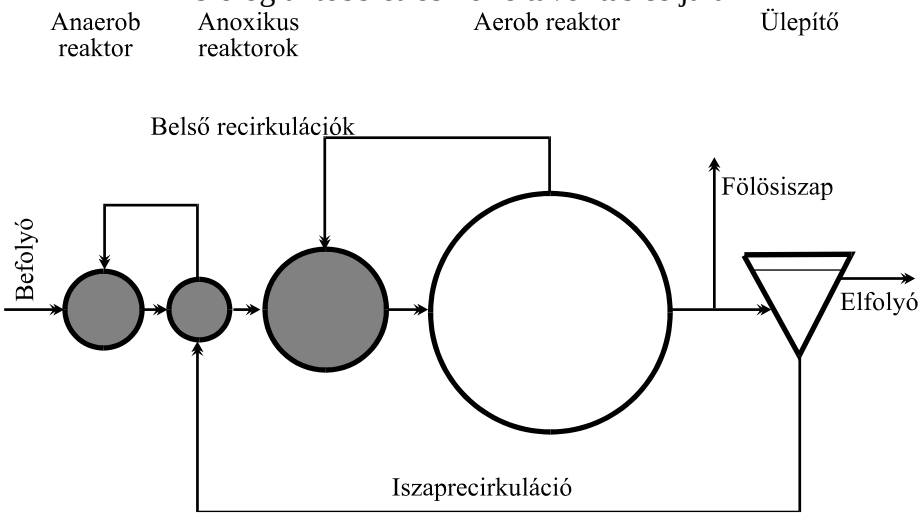


2. ábra: A módosított /5 lépcsős/ Bardenpho, vagy Phoredox eljárás.

Az anaerob reaktor miatt /~ 25%-a a teljes reaktor térfogatának/ ez az üzemmód csak TKN/KOI < 0.08 befolyó víz összetétel esetén garantál nitrát-mentes elfolyó vizet, illetőleg nagyobb nyers szennyvíz TKN/KOI aránynál az elfolyó víz nitrát tartalma miatt a foszforeltávolítás is romlik. Ez az iszaprecirkulációval az anaerob zónába visszaforgatott nitrát mennyiségének a következménye. Bár a csökkenés mértéke a befolyó víz biológiailag könnyen bontható szennyezőinek részarányától is függ, a megadott határérték kommunális szennyvizek esetén rendszerint nem emelkedik 0.09 fölé. Kis TKN/KOI aránynál nagyobb utódenitrifikálót, ellenkező esetben viszonylag nagyobb elődenitrifikálót célszerű választani az előző részben ismertetett elvnek megfelelően (Wentzel et al. 1990; Wentzel et al 1991; Wentzel et al 1992). Az elfolyó víz, illetőleg a recirkulált iszap nitrát-tartalmának a foszforeltávolítás hatékonyságára gyakorolt hatását kiküszöbölendő ugyanaz a kutatócsoport az egyetemükről elnevezett UCT és módosított UCT (MUCT) reaktor elrendezést (**3**. és **4**. **ábrák**) javasolta (Wentzel et al. 1990).



3. ábra: Az UCT (University of Cape Town) technológia nitrifikáció-denitrifikáció és biológiai többletfoszfor eltávolítás céljára



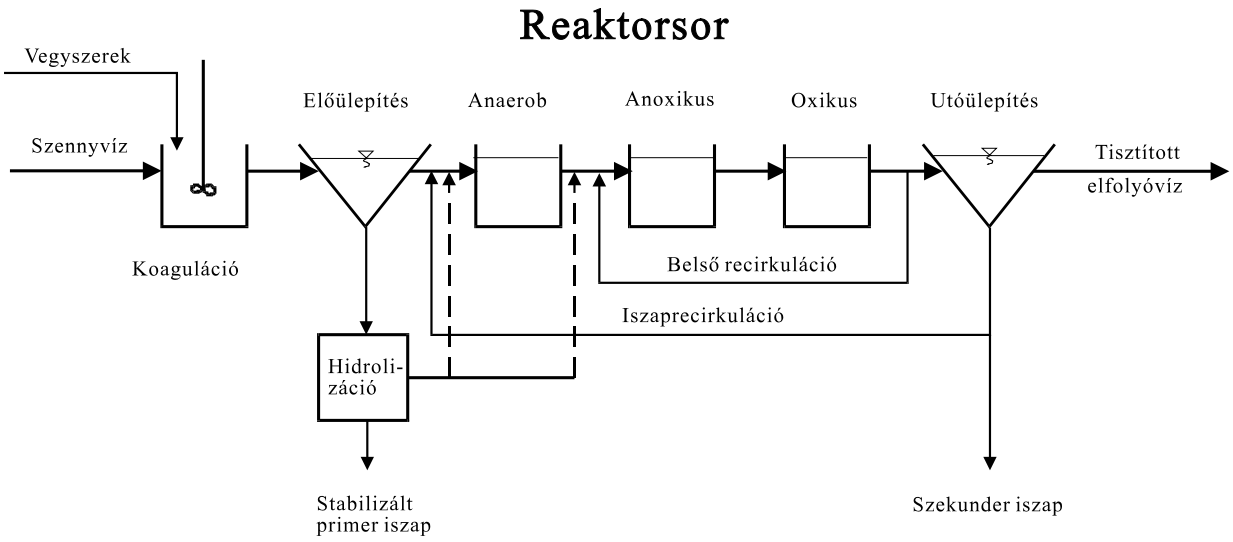
4. ábra: Módosított UCT eljárás (MUCT)

Az UCT eljárás foszforeltávolító hatékonysága így TKN/KOI ~ 0.14 arányig megfelelő lesz, de TKN/KOI > 0.08 esetén az elfolyó víz már nem lesz nitrát-mentes. Valamivel több nitrátot is fog tartalmazni, mint a Phoredox megoldásnál, hiszen az utódenitrifikálás az utóbbi megoldásoknál nem érvényesül. A MUCT elrendezésnél a jobb szabályozhatóság következtében a P eltávolítás még biztonságosabb, és a befolyó víz TKN/KOI = 0.11 arányáig garantálható a nitrát-mentes elfolyó víz. A nitrát tartalom a Phoredox megoldás esetén adott határig csökkenthető a nyersvíz, vagy anaerob szakaszon már átfolyt folyadék egy részének az utódenitrifikálóba történő közvetlen bevezetésével /bypass/, de teljesen nem távolítható el a befolyó szennyvíz már megadott kiindulási TKN/KOI arány feletti értékei esetén.

A biológiai foszforeltávolítás azonban optimális esetben is csak 0.017-0,020 ΔP/KOI arányig lehetséges. Ha a foszfortartalom ennél több, a biológiai folyamatok mellett kémiai foszforkicsapatásra is szükség van. A fenti arányig azonban a biológiai foszforeltávolítás révén az elfolyó víz foszfortartalma az üzemvitel döntő részében 0,5 mg/dm^3 érték alatt várható. Ha ez nem teljesül, a hiányosságok a nyersvíz jellemzőiben, a technológia kialakításában, és az üzemeltetésben egyaránt kereshetők. Rendszerint a nitrát anaerob

reaktorba történő visszaforgatása okozza a legnagyobb veszélyt a foszforeltávolító hatékonyságára (Wentzel et al. 1990).

A többletfoszfor biológiai eltávolítása azonban igen sok esetben nem csak az elfolyó víz nitrát tartalma, de esetenként a tisztítandó szennyvíz kedvezőtlen összetétele miatt is korlátozott. Ilyen esetekben a nyers szennyvíz előfermentálása, lebegő frakciójának elkülönített átalakítása, hidrolízise javíthat a helyzeten (Henze et al. 1991). Ilyen megoldás látható az **5. ábrán** (Kristensen et al. 1992). A hidrolízis történhet egy megfelelően kialakított kiegyenlítő-medencében is. Ekkor nincs szükség külön ülepítőre. Ilyenkor azonban a nagy víztérfogat miatt csak kis tartózkodási idő áll rendelkezésre a hidrolízishez, vagy a nagy térfogatigény a beruházási költségeket megnöveli számottevően. Nem kerül ezért többe, és talán több haszonnal is jár, ha előülepítést követően csak az egyébként is nehezebben bontható, ülepedő részt hidrolizálják. Ez a frakció nitrogénben és foszforban viszonylag szegényebb, így a foszforciklushoz és a denitrifikációhoz is egyértelműen kedvezőbb hidrolizátumot szolgáltat. Az N és P szegényebb víz különösen az utódenitrifikálásnál lényeges (Kristensen et al. 1992; Zhao et al. I és II 1994).



5. ábra: Primer iszap hidrolízise a szerves tápanyagtartalom jobb hasznosítása érdekében.

Az előülepítés kétféleképpen is kivitelezhető. Vegyszer nélkül, és vegyszerrel. Az első esetben a lebegőanyag eltávolítása kisebb mértékű, és nem viszi magával a csapadék a foszfort sem. Az utóbbi, vegyszeres megoldás az előzetes kémiai foszforeltávolítás /preliminary-P-precipitation/. Ennél a megoldásnál a P eltávolítás tápanyagigényének csökkentése révén a denitrifikáció szerves tápanyag ellátása, s ezzel hatékonysága is számottevően javul (Cristensen et al. 1992).

3.1. Elkülönített ülepítő nélküli ciklikus üzemű rendszerek

Ide tartoznak a megelőző részben bemutatott szakaszos betáplálású (időben ciklikus) rendszerek (Kárpáti 1995). A folyamatos betáplálású rendszereknél az anaerob zóna mindig a reaktorsor első egysége kell, legyen. Az SBR esetén minden esetben utódenitrifikációval kezdődik a ciklus, amikor az iszapot felkeverik. A tiszta fázisban a nitrát teljes redukciója az ülepítés során ugyanis valószínűtlen. A denitrifikáció friss tápanyaggal viszonylag gyors. Endogén szubsztráttal, tehát nyers víz bevezetése nélkül hosszadalmas, ami a ciklusidőből

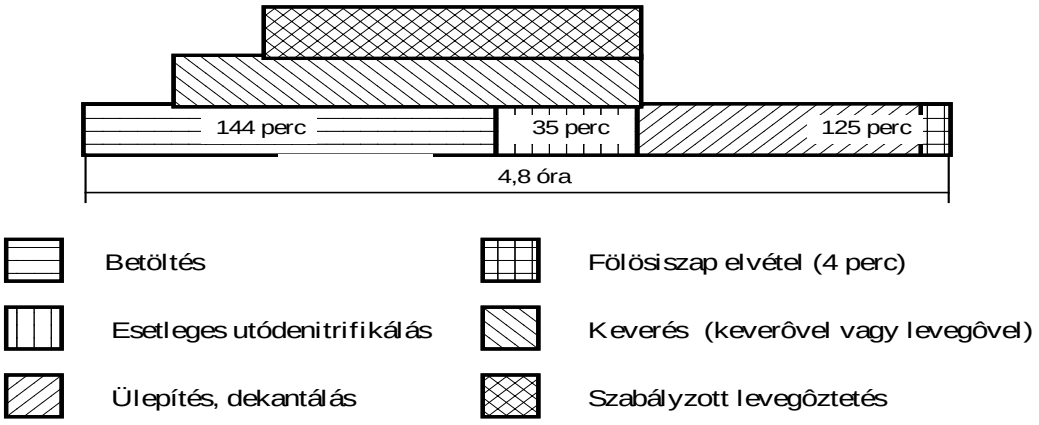
viszonylag nagyobb hányadot igényel (Irvine 1989; Shin et al 1992; Imura et al. 1993). A nyers szennyvíz betáplálását ezért rendszerint a ciklus kezdetén indítják. Az Unitank esetében egy nyugalmi fázist be is kell iktatni, hiszen az ülepedés megindulásához és az iszapnak a felszíni részből történő "kizuhanásához" az addig levegőztetett reaktorban minimálisan 10-15 percre van szükség, hogy az elfolyó víz ne tartalmazzon túlzott mennyiségű lebegő iszapot (Feyaerts et al. 1992).

Ez azért is fontos, mivel a biológiai többletfoszfor eltávolító rendszereknél az iszapkihordás is kritikus tényező. Ha az iszap foszfortartalma eléri a 6 % körüli értéket, a határértéknek megfelelő 1,8-2 mg/dm^3 elfolyó víz foszfortartalom /az oldott orto-foszfátot figyelmen kívül hagyva/ már csak 30 mg/ dm^3 elfolyó lebegőanyag koncentrációt engedélyez.

3.1.1. Sequencing Batch Reactor /SBR/

A fentieknek megfelelően az első szakasz ezeknél a denitrifikálás, majd azt követően a foszforleadás (Imura et al 1993). Ez a sorrend ugyan elvileg megfordítható, ha a friss szennyvizet a leülepedett iszapréteg alá vezetik, biztosítva, hogy csak az iszapfázis keveredjen, a felső, iszapmentes rész nitrát-tartalma pedig csak a mechanikus keverés beindítását követően fogyasszon könnyen felvehető tápanyagot a betáplált szennyvízből. Ennek gyakorlati kivitelezése nem egyszerű, mégis a legtöbb üzemi megoldás ezt az elvet érvényesíti (US EPA 1992). A valóságban egy különböző mértékben felkevert első fázis lesz az eredmény, melyben a foszforleadás a reaktor fenékrészében, a denitrifikáció pedig az iszapréteg felszíne átkeveredésének függvényében a középső részben fog dominálni. Ez azt jelenti, hogy ilyen rendszereknél az anaerob és anoxikus folyamatok egyidejűségéről beszélhetünk, de nem az iszappelyhekben, hanem a reaktortér különböző rétegeiben, mélységében (Kuba 1993; Carucci et al 1994; Kuba 1994). Minden reakció ott fog bekövetkezni, ahol annak feltételei biztosítottak.

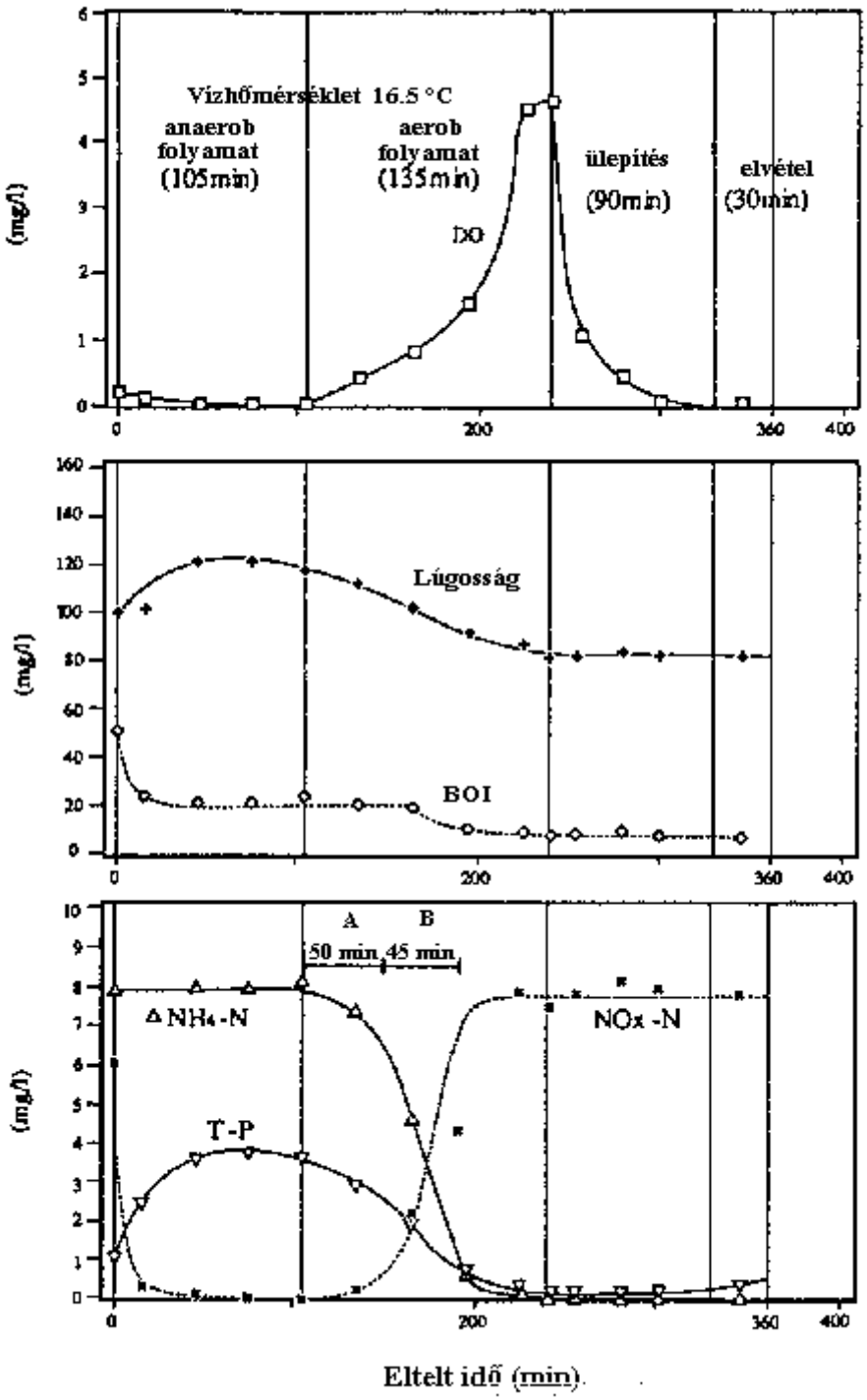
A keverés beindítását követően, amíg nitrát van a rendszerben, a denitrifikálás dominál, azt követően a foszforleadás ismét beindulhat, ha a levegőztetést még nem kezdődött meg, s ugyanakkor könnyen felvehető, kis molekulatömegű tápanyagok rendelkezésre állnak a foszfor akkumuláló poly-P mikroorganizmusok tápanyag betárolásához. Az elvében igen bonyolultnak tűnő, mégis bizonyos értelemben az MUCT megoldáshoz hasonló folyamat ciklusait ilyen értelemben szemlélteti a gyakorlatban is kiépített, **6. ábrán** látható megoldás.



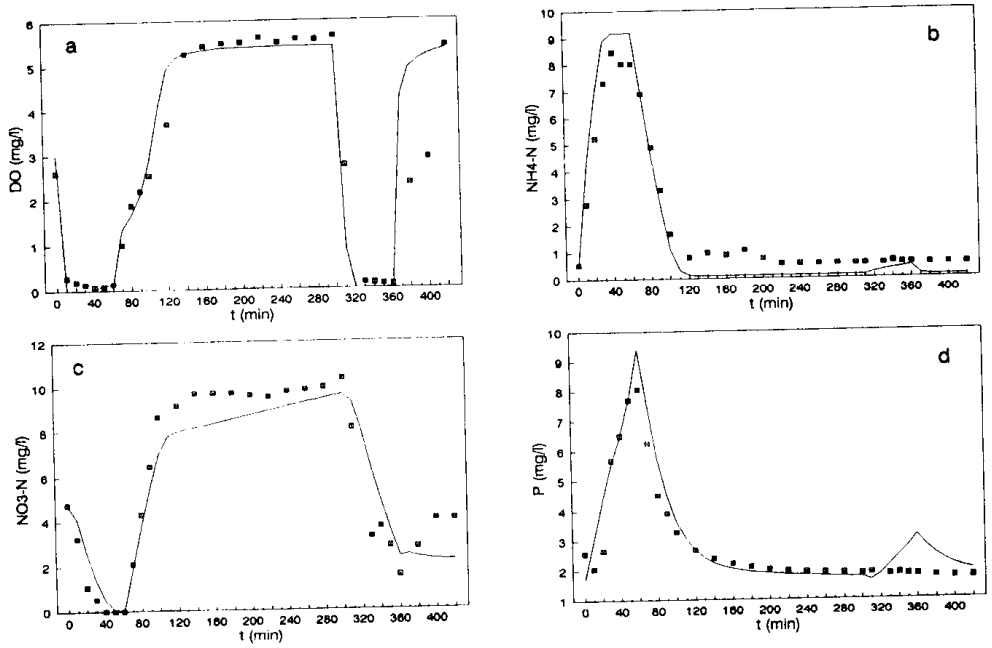
6. ábra: Az SBR különböző szakaszolásának lehetősége egyetlen ciklusban

A különböző paraméterek változására az egyes szakaszokban Imura et al (1993) a **7. ábra** látható tendenciát mérték. Ugyanezeket a paramétereket vizsgálva Demuynck és társai laboratóriumi berendezésben, acetát szubsztrátot használva /idealizált tápanyag a foszforleadás és denitrifikáció biztosításához/, tökéletesen kevert viszonyokat biztosítva a **8. ábrán** látható értékeket kapták (Demuynck 1994).

A levegőztetés során a foszfor ismételt felvételére és a nitrifikációra kerül sor. A levegőztetés megszüntetésével keverés esetén a rendelkezésre álló maradék tápanyag mennyiségétől függő utódenitrifikáció is bekövetkezik, melyet friss tápanyag hozzáadásával lehet fokozni.



7. ábra: Az egyes paraméterek alakulása az SBR ciklus egyes szakaszaiban (Imura et al. 1993).



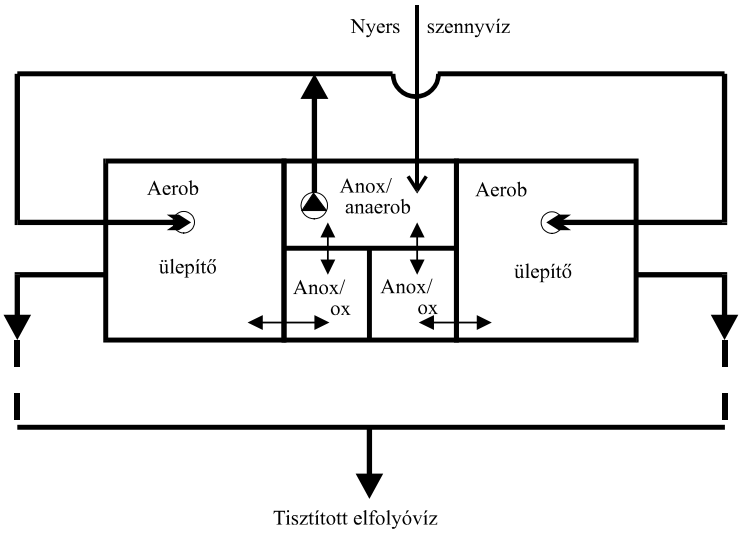
8. ábra: Laboratóriumi SBR mért és szimulált adatai ideális tápanyagellátás, levegőztetés és keverés esetén (Demuyck et el. 1994).

Ilyenkor utólevegőztetésről is gondoskodni kell a maradék szerves anyag eltávolítása céljából. Ezt követően az ülepített tisztított vízben, hasonlóan a folyamatos betáplálású rendszerekhez, kevés nitrát marad. A levegőztetés alatt az oxigénkoncentráció szabályozásával a reaktor kialakításától, a levegőztető elemek elhelyezésétől függően a folyamatos betáplálású rendszerekhez hasonlóan szimultán denitrifikáció is bekövetkezik. (Dermuynck et al 1994).

A nitrogén és foszforeltávolító hatékonyság az SBR esetében is meghatározóan függ a tisztítandó szennyvíz TKN/KOI és ΣP/KOI arányától, és a KOI biológiailag könnyen bontható részarányától. A tápanyagellátás üteme ugyanakkor az SBR esetében igen egyszerűen változtatható a betáplálást végző szivattyú vezérlésével, szabályozásával, ami napjainkban műszakilag nem jelenthet problémát az üzemeltetésben.

3.1.2. Unitank System

Esetében a betáplálás előzetes rövid utódenitrifikációt követően történik. Attól függően, hogy az utódenitrifikálás során mennyi nitrát fogy el, illetőleg marad a folyadékáramban, a középső reaktorban előbb a denitrifikáció, azt követően pedig a foszforleadás indul be. A **9. ábrán** láthatóan ezért is nagyobb a középső anoxikus-anaerob zóna, mint az azt megelőző utódenitrifikáló szakasz. A recirkuláció ilyen esetben elvileg lehetne kisebb is, mint ami a hagyományos rendszereknél belső recirkulációként megszokott, hiszen a középső szakasz részben elődenitrifikálóként működik, amelyen a főáram mindenképpen átfolyik. Az Unitank rendszer másik oldalára átjutó nyers szennyvíz-hányad azonban az utólevegőztetőt terheli, és az abból nitrifikált hányad denitrifikációja a rendszerben már nehezen realizálható. A belső recirkulációt éppen ezért kell viszonylag nagy értéken tartani. Az ülepítő előtti levegőztető szakasz tehát ténylegesen csak az ülepítőre kerülő vízből történő szerves anyag eltávolítására szolgál (Feyaerts et al.1992)

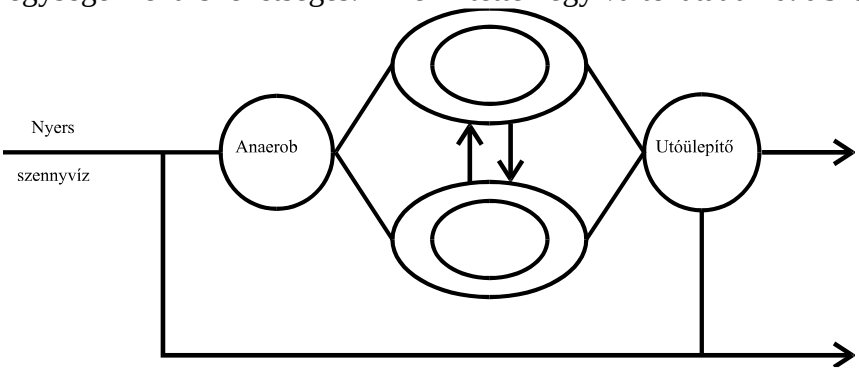


9. ábra: Az Unitank reaktorelrendezése C-N-P eltávolítás érdekében

Ez azt jelenti, hogy mind a foszforleadásnak, mind a nitrát-felvételnek a betáplálás és bekeverés céljára szolgáló középső, kevert reaktorban kell lejátszódni. Ilyen esetben nagyobb a valószínűsége a denitrifikációnak, legalább is a TKN/KOI által behatárolt értékig. A biológiai többletfoszfor eltávolítására ugyanakkor a feltételek nem lesznek annyira kedvezőek, mint a korábban bemutatott folyamatos betáplálású, vagy a következőkben ismertetésre kerülő elkülönített anaerob reaktort alkalmazó alternáló rendszereknél, így a foszforeltávolító hatékonyságuk is kedvezőtlenebb az utóbbiakénál.

3.2 Ciklikus üzemű rendszerek elkülönített ülepítővel.

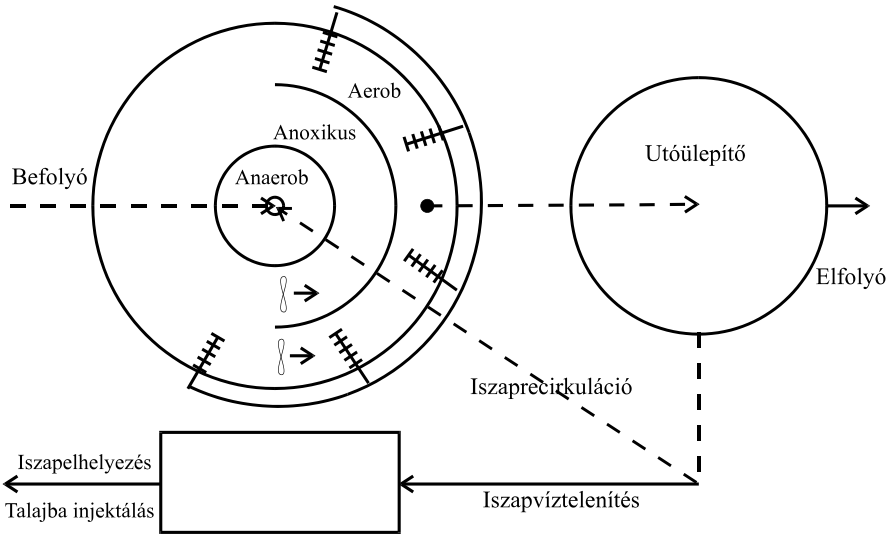
Ilyen megoldás kialakítható folyamatos betáplálással üzemeltetett anaerob egység után párhuzamosan csatolt, váltakozva levegőztetett, és összekapcsolt tökéletesen kevert reaktorokkal vagy Carroussel medencékkel is (Zhao et al I és II 1994). Az utóbbi eset a bonyolultabb, hiszen annál a nitrifikáció-denitrifikáció váltogatása a csatornarendszer kialakításával egységenként is lehetséges. Az említettek egy változatát a **10. ábra** mutatja be.



10. ábra: Oxidációs-árkokkal kialakított ciklikus betáplálású üzemmód.

A váltakozó kapcsolat azonban megfelelő térelválasztással és átvezetéssel akár egyetlen körmedencében is kialakítható (Puritek 1994) /**11. ábra** /. Ez a megoldás csak az anoxikus-oxikus terek ciklikus üzemmódjának kialakításában különbözik az előzőtől. Hatékonysága attól függ, hogy a két eltérő feltételeket igénylő szakasz váltakozva történő kialakítását, átkeverését hogyan tudja biztosítani. A ciklusok az előző megoldásnál egyszerűbben szabályozhatók, de arra elvében a Puritek megoldása is képes. A levegőztetés ki-be kapcsolása, és az ábrán feltüntetett keverők /folyadékáramlást és átkeverést biztosító

egységek/ pozicionálása és megfelelő fázisban történő bekapcsolásának vezérlése mindenesetre bonyolultabb feladatnak tűnik. Ez azonban csak azt jelenti, hogy esetében a beüzemelés nagyobb szakértelmet, figyelmet igényel.



11. ábra : A Puritek egyszerűsített reaktor-együttese ciklikus üzemmód kialakítására.

4. Összefoglalás

A befogadók határértékeinek kielégítésére napjainkban az eleveniszapos technológiák széles variációs lehetőségei ismertek, melyek alapvetően a teljes, vagy közel teljes biológiai tápanyag-eltávolítást igyekeznek kielégíteni.

A szennyvíztisztítók fejlesztési irányai bizonyítani látszanak, hogy technológiai lehetőségek mind a nitrifikáció, mind a denitrifikáció és biológiai foszfor-eltávolítás tekintetében korlátozottak, és jelentős mértékben függnek a befolyó szennyvíz TKN/KOI és ΣP/KOI arányától. Ezen túl mind a denitrifikáció, mind a foszforeltávolítás hatékonyságát érzékenyen befolyásolja a tisztítandó szennyvíz biológiailag könnyen bontható szerves anyag tartalmának részaránya.

A fejlesztés további irányát a gazdasági lehetősségek erőteljesen behatárolják, ennek megfelelően a kiépítendő technológiákat várhatóan az országonként eltérő szabályozó rendszer alapján megfelelően mérlegelni kell.

5. Irodalomjegyzék

Argaman Y. (1991) Chemical reaction engineering and activated sludge - a research note. *Wat. Res*. **25**. 1583-1586.

Benedek P.(1990) Biotechnológia a környezetvédelemben. MK, Budapest, p. 283.

Bortone G., Malaspina F., Stante L., Tilche A. (1994) Biological nitrogen and phosphorus removal in an anaerobic/anoxic SBR with separated biofilm nitrification. Wat Sci. Techn. **30**, (6), 303-313.

Carucci A., Majone M., Ramadori R., Rossetti S. (1994) Dynamics of the phosphorus and inorganic substrates in anaerobic and aerobic phases of an SBR. *W. S. T.* **30**, 237-246.

Cech J. S., Hartman P. (1990) Glucose induced breakdown of enhanced biological phosphate removal. *Environmental Technology* **11**, 651-656

Cech J. S., Hartman P. (1993) Competition between polyphosphate and polysaccharide accumulating bacteria in enhanced biological phosphate removal system. *Wat. Res.*, **7**, 1219-1225.

Chambers B. (1993) Batch operatet activated sludge plant for production of high effluentquality at small warks. *Wat. Sci. Tech.*, **28**, (10) 251-259.

Czakó L., Miháltz P. !1993) Trendek és szemléletváltás a szennyvíztisztításban. Magyar Kémikusok Lapja, XLVIII, (10-11) 453-462.

Delaplace P., Lemaitre B., Van Soest H., Vriens L. (1990) . Meded. Fac. Landbouwwet., Univ. Gent. 55, (4), 1477-80.

Demuynck C., Vanrolleghem P., Mingneau C., Liessens J., Verstraete W.(1994) NDBEPR process optimization in SBRs: reduction of external carbon-source and oxigen supply. Wat. Sci. Tech., 30, 169-181.

Dodolyi E.(1992) Biológiai tápanyag-eltávolítás (nitrogén és foszfor) szennyvízbôl. OMIKK, Környezetvédelmi füzetek 1992/16, Budapest, p. 32.

Dold P. L., Ekema G. A.,Marais G. V. R. (1980) A general model for the activated sludge process. *Prog. Wat. Tech.* **12**, 47-77.

Dold P. L., Marais G. V R. (1986) Evaluation of the general activated sludge model proposed by the IAWPRC task group. *Wat. Sci. Technol.* **18**, 63-89.

Eckenfelder W. W., Argaman Y. (1979) Kinetics of nitrogen removal for municipal and industrial applications. In: Advances in Water and Wastewater Treatment - Biological Nutrient Removal, Wanielista M. P., Eckenfelder W. W., Eds., Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, 23-41.

Feyaerts M., Van Steenbergen K., Vriens L., Verachtert H. (1992) Biological nutrient removal of municipal wastewater with a Unitank-demo-plant. Meded. Fac. Landbouwwet., Univ. Gent. 57 (4a), 1683-1690.

Fleit E., Oláh J., Mucsy Gy. (1993) Biotechnológiai szennyvízkezelés újabb irányzataai. KGI Környezetvédelmi Tájékoztató (587), 196.

Gray N. F. (1990) Activated Sludge. Theory and Practice. Oxford Science Publications.

Henze M., Mladenovski C. (1991) Hydrolysis of particulate substrate by activated sludge under anaerobic, anoxic and aerobic conditions. *Wat. Res.* **25**, 61.

Imura M., et al. (1993) Advanced treatment of domestic wastewater using sequencing batch reactor activated sludge process. *Wat Sci. Tech.*28, **10**, 267-275.

Irvine R. L., Ketchum L. H. (1989) Sequencing Batch reactor for biological wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmentan Control*, **18**, 255-294.

Kárpáti Á. (1994) Biológiai szennyvíztisztítás áttekintő környezetvédelmi szakmérnökök részére. VE, Kézirat, Veszprém, p. 51.

Kárpáti Á., Domokos E., Rókus T. (1995) A szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztítás /SBR/ vizsgálata számítógépes szimulációval. 2. Veszprémi Környezetvédelmi Konferencia, Veszprém, 1995 május 30-június 1.

Kárpáti Á., Monozlay E. (1995) Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai I. - BOI és nitrogén eltávolítás. 2. Veszprémi Környezetvédelmi Konf., Veszprém, 1995 máj.30.

Kémiai Technológia Tanszék (1994) Zalaszentgróti szennyvíztisztító üzemvitelének értékelése. Szakvélemény, Veszprémi Egyetem - Kémiai Technológia Tanszék, Veszprém, p. 4.

Kristensen G. H., Jorgensen P. E., Henze M. (1992) Characterization of functional Microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR. Wat. Sci. Tech. **25**, (6) 43-57.

Kuba T., Smolders G. J. F., van Loosdrecht M. C. M., Heijnen J. J., (1993) Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic SBR. *Wat. Sci. Tech*., **27**, 241- 252.

Kuba T., Wachtmeister A., van Loosdrecht M. C. M., Heijnen J. J. (1994) Effect of nitrate on phosphorus release on biological phosphorus removal system. *W. S. T*., **30**, 263-269.

Lewandowski G. A., Baltzis B. C. (1992) Analysis of sequencing batch bioreactors in large scale denitrifying operation. *Chem. Eng. Sci*., **47**, 2389-2394.

Ludzack F. J., Ettinger M. B. (1962) Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. J. Wat. Pollut. Control Fed. 34, 920-931.

Mino T., Arun V., Tsuzuki Y., Matsuo T. (1987) Effect of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process. Biological Phosphate Removal from Wastewaters (Advances in Water Pollution Control No. 4) Ramadori R. Ed., Pergamon Press, 27-38.

Monozlay E.(1995) Nitrifikáció és denitrifikáció vizsgálata, modellezése eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerekben Diplomadolgozat, Veszprémi Egyetem, Kémiai Technológia Tanszék p. 81.

Norcross K. L. (1992) Sequencing batch reactors - an overview. *Wat Sci. Tech*., 26, 2523-2526.

Öllős G. (1992) Szennyvíztisztítás I., BME MTI Kézirat, Budapest, p. 264.

Öllős G. (1993) Szennyvíztisztítás II., BME MTI Kézirat, Budapest, p.265.

Öllős G. (1991) K+F eredmények. II. Szennyvíztisztítás. AQUA Kiadó, Budapest, p. 1299.

Puritek (1994) Cource in wastewater management process technology. Cource Manual, Dudar, Hungary, 1994 Sept.-Oct., Annum.

Puritek (1994) Course in wastewater management process technology. Course Manual, Dudar, Hungary, 1994 September-October, Annum.

Satoh H., Mino T., Matsuo T. (1992) Uptake of organic substrates and accumulation of polyhydroxy-alkanoates linked with glycolysis of intracellular carbohydrates under anaerobic conditions in the biological excess P removal processes. *Wat. Sci. Tech*., **26**, 933-942.

Satoh H., Mino T., Matsuo T. (1994) Deterioration of enhanced biological phosphorus removal by the domination of microorganisms without polyphosphate accumulation. *Wat. Sci. Tech*. **30**, 203-211.

Sedlak R. (1992) Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater - Principles. and Practice 2nd ed., Lewis Publisher, New York, p. 240.

Shin H. S., Jun H. B., Park H. S. (1992) Simultaneous removal of phosphorus and nitrogen in sequencing batch reactor. *Biodegradation* **3**, 105-111.

Sorensen B. H., Jorgensen S. E. (1993) The Removal ot Nitrogen Compounds from Wastewater, Elsevier, Amsterdam, p.443.

Tam N. F. Y., Leung G. L. W., Wong Y. S. (1994) The effects of external carbon loading on nitrogen removal in sequencing batch reactors. *Wat. Sci. Tech*. **30** (6) 73-81.

US EPA (1992) Sequencing batch reactors for nitrification and nutrient removal. OWEC Report EPA/832/R-92/002, Washington, p. 115.

Van Haandel A. C., Ekema G. A., Marais G. v R. (1981) The activated sludge process. Part 3. - Single sludge denitrification. *Water Research*, **15**, 1135-1152.

Vriens L., Van Soest H., Verachtert H. (1990) Biological treatment of malting and brewing effluents. Crit. Rew. Biotechnol. **10** (1) 1-46.

Wanner J., Cech J. S., Kos M. (1992) New process design for biological nutrient removal. Wat. Sci. Tech. **25** (4-5) 445-448.

Wanner J., Grau P. (1989) Identification of filamentous microorganisms from activated sludge. A compromise between wishes, needs and possibilities. *Wat. Res*. **23**, 883-891.

Wentzel M. C., Ekama G. A., Dold P. L., Marais G. r V. (1990) Biological excess phosphorus removal - Steady state process design. Water SA **16**, 29-48.

Wentzel M. C., Ekema G. A., Marais G. V R. (1992) Processes and modelling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems. *Wat. Sci. Tech*., **25**, 59- 82.

Wentzel M. C., Lötter L. H., Ekema G. A., Loewnthal R. E., Marais G. V R. (1991) Evaluation of biochemical model for biological excess phosphorus removal. W. S. T. 23, 567-576.

Zhao H., Isaacs S. H., Soeberg H., Kümmel M. (1994) A novel control strategy for improved nitrogen removal in an alternating activated sludge process - Part I. Process analysis. /Part II Control developments. *Wat. Res*., **28**, 521-542.

Zhao H., Isaacs S. H., Soeberg H., Kümmel M. (1994) A novel control strategy for improved nitrogen removal in an alternating activated sludge process - Part I. Process analysis. / Part II. Control developments. *Wat. Res*., **28**, 521-542.

A fenti anyag az 1995-ben megjelent, alábbi két részes cikk tömörítvénye:

Kárpáti Á - Domozlay E (1995): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányzatai I. BOI- és nitrogéneltávolítás. 2. Veszprémi Környezetvédelmi konferencia, Veszprém, 1995 május 30-június 1, (2. Veszprémi Környezetvédelmi konferencia kiadványkötete, Szerk.:Kárpáti Á - Utasi A, MOKE Veszprém, 1995. pp 657) 131-145.

Kárpáti Á - Rókus T (1995): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányzatai II. A foszfor-eltávolítás és a szerves széntartalom kihasználásának optimalizálása. /ugyanott/ 146-158.