

## **3.2. A hagyományos biológiai tisztítás**

### **3.2.1. Aerob biológiai szervesanyag eltávolítás**

#### **Bevezető áttekintés**

A biológiai szennyvíztisztítás ugyan először 1914-ben az angliai Manchesterben jelent meg, szélesebb körű elterjedése azonban csak a II. világháborút követően indult meg. A leggyakrabban alkalmazott technológia azóta is az ún. aerob eleveniszapos tisztítás. Ennek során levegőztetett medencében lebegő mikroorganizmus aggregátumok (pelyhek) végzik a szervesanyag lebontását. Az így keletkező sejteket (iszapot) a víztől rendszerint ülepítéssel választják el, majd a sejtkoncentráció növelése érdekében recirkuláltatják, ill. a fölösleget elveszik.

A későbbiekben ebből, ill. ennek továbbfejlesztett változataiból alakultak ki azok az összetettebb rendszerek, melyek már nem csupán a szervesanyag eltávolítását végzik, hanem a növényi tápanyagok (N, és P) eltávolítását is megoldják (lásd. 3.2.2. fejezet).

A biológiai szennyvíztisztító rendszerek tervezése, méretezése kezdetben teljesen tapasztalati alapon történt. Főbb tervezési kritériumok a víz tartózkodási ideje és az iszapmennyiségre vagy reaktortérfogatra vonatkoztatott fajlagos szervesanyag terhelés voltak. Az első tervezési módszerek csupán az összegyűlt tapasztalatok rendszerezésén alapultak, majd fokozatosan egészültek ki a mikrobiális kinetikát is figyelembe vevő egyenletekkel. Ma már bonyolult számítógépes modellek is rendelkezésre állnak, melyeket többnyire országos ill. nemzetközi együttműködéssel hoztak létre.

Tekintetbe véve azonban a szennyvizek és így a kialakuló mikróbaközösségek rendkívüli változatoságát a tervező - a feladat egyedi ill. megszokott voltától is nagyban függően - három út között választhat:

1. Nem különleges szennyvizek (pl. kommunális szennyvíz) és jól ismert, bevált technológiák esetén alkalmazható a szabványok, műszaki irányelvek alapján végzett tervezés. Ebben az esetben a tervező gyakorlatilag az üzemi méretű berendezéseken összegyűlt sok éves tapasztalatra támaszkodik.
2. Különösen egyedi, különleges szennyvizek (pl. vegyipari) és jól ismert, bevált technológiák esetén alkalmazható a szabványok, műszaki irányelvek alapján végzett tervezés. Ebben az esetben a tervező gyakorlatilag az üzemi méretű berendezéseken összegyűlt sok éves tapasztalatra támaszkodik.

3. A biológiai rendszer összefüggéseit leíró egyenletrendszerek, modellek segítségével is végezhető méretezés. Ekkor sem nélkülözhetők azonban a lehetőség szerint üzemi léptékű kísérletekből származó - tapasztalatok, melyeket a modell paraméterekre (pl. növekedési ill. szubsztrátfogyasztási sebesség) felvett értékek formájában használhatunk.

Mivel a rendszer megértéséhez leginkább a harmadik módszer segít hozzá, így a továbbiakban - ahol lehet - megadjuk rendszer leírásához szükséges főbb egyenleteket is.

## Hagyományos eleveniszapos rendszerek

### Az eleveniszap

A Földön nagy mennyiségben megjelenő anyagok mindegyike esetén előbb-utóbb megjelenik egy bontására képes élő szervezet, az esetek zömében mikroba. Természetesen a lebontás sebessége igen széles határok között változhat, de a szennyvizekben található szervesanyagok többségére a bontás - megfelelő körülmények biztosítása esetén - órákban (esetleg napokban) mérhető idő alatt lezajlik.

A biológiai szennyvíztisztítás meghatározó alapgondolata, hogy (igen kevés kivételtől eltekintve) a lebontandó szennyezőanyag ill. környezete már eredendően "fertőzött" a lebontó szervezetekkel, így a feladat már csupán a működésükhöz szükséges optimális feltételek biztosítása. A szennyvíztisztító rendszerben mindig **az adott anyagot az adott körülmények között leghatékonyabban felhasználó** (lebontó) szervezet van előnyben, az szaporodik el leginkább. A körülmények megfelelő kiválasztásával azonban elérhető, hogy egyes - számunkra kedvező - mikrobákat bizonyos mértékben feldúsítsunk. Így valósítható meg pl. a \*\*\*\* fejezetben leírt foszfor eltávolítás, de ez az alapja az ammónia ill. nitrogén eltávolításának is, illetve ilyen megfontolásokkal érhető el, hogy az eleveniszap számunkra kedvező, jól ülepülő pelyheket képző sejtekből álljon.

A fentiek értelmében a kialakuló mikrobaközösséget a szennyvíz összetétele és az alkalmazott tisztítástechnológia együttesen határozza meg. Mivel azonban a sejtek alapvető elemi összetétele a mikrobák típusától, fajtájától kevésbé függ, meghatározható az eleveniszap átlagos elemösszetétele. A sejt szárazanyag 70-90%-át jelentő szervesanyag a  $C_5H_7O_2NP_{0.2}$  formában adható meg, míg az eleveniszap száraz

tömegének 10-30 %-át képviselő szerves anyagok zömében K, Na, Mg, S, Ca, Fe ill. más nyomelemek és sóik.

Az eleveniszap zömét általában *heterotróf* szervezetek alkotják, melyek energia- és szénforrásként is szerves anyagot használnak fel. Találhatók közöttük baktériumok, gombák, és protozoák is. Változó arányban található az eleveniszapban *autotróf* szervezetek, melyek energia és szénforrása egyaránt szerves anyag. Legfontosabb képviselőik az ammónia oxidálását végző nitrifikálók, melyek jelenlétét és koncentrációját leginkább a választott üzemeltetési, tervezési paraméterek határozzák meg. Az eleveniszap akár 5%-át is kitehetik a baktériumokkal táplálkozó egysejtű állatkák, melyek szerepe a pehelystruktúra kialakulásában lehet számottevő.

Károsnak tekinthető szervezetek közé elsősorban az iszap rossz ülephetőségéért ill. a habzásért felelős *fonalas mikroorganizmusok* tartoznak. Elszaporodásuk okai részben még tisztázatlanok, mindazonáltal a meglévő mikrobiológiai ismeretek alapján számos technológiai beavatkozási lehetőség áll rendelkezésünkre e kedvezőtlen jelenség visszaszorítására.

## **Alapkialakítás**

A hagyományos eleveniszapos rendszer két fő eleme a levegőztetett medence és az üleptető. (xx1. ábra)

### ***Hiányzik***

***xx1. ábra: Az eleveniszapos rendszer alap folyamatábrája (K11.2) + jelölések***

## **Méretezés, számítás**

A fenti, a rendszert leíró egyenletek segítségével, a megfelelő kinetikai paraméterek és a bejövő ill. tisztított szennyvíz jellemzők ismeretében lehetőség van a berendezések méretezésére, a megkívánt recirkulációs térfogatáram, fölősiszap mennyiség és oxigénigény számítására.

A gyakorlatban a számítást az iszapkor, (iszap tartózkodási idő, SRT) megválasztásával célszerű kezdeni.

A durva mechanikai szennyezőktől megtisztított szennyvíz (rács, homokfogó, ill. a technológiától és a telep méretétől függően elhagyható előüleptető után) a levegőztetett medencébe lép be. A szennyezőanyagok lebontását a medencében lévő mikrobák (eleveniszap) végzik. A medence a legtöbb esetben teljesen kevert. A keverést alapvetően levegőbevitel biztosítja. Az oldott (és kolloid) szervesanyagoktól

megtisztított vizet a medence után elhelyezett ülepitőben választják el az iszaptól melyet jelentős részben recirkulálnak. A recirkuláció célja, hogy a levegőztető medencében minél nagyobb sejtkoncentráció, így minél nagyobb térfogategységre eső lebontó kapacitást lehessen fenntartani. Természetesen az állandósult állapot fenntartásához elengedhetetlen a képződött iszapmennyiség folyamatos eltávolítása, a "fölsiszap" elvétele. Ezt az ülepitett iszap egy részének elvezetésével biztosítják. A biológiai tisztítás során a minél kisebb elfolyó koncentráció elérése a cél.

Az alkalmazott, teljesen kevertnek tekinthető reaktor (levegőztető medence) kilakítás esetén a reaktorban levő és az elfolyó koncentráció azonos.

### A szervesanyag sorsa

Ez egyszersmind azt is jelenti, hogy mivel a tiszta elfolyó víz a cél, a mikrobák szerves tápanyagban szegény közegben, az optimális létfeltételeikhez képest "éheznek", növekedésük viszonylag lelassul. Ebben az állapotban az elfogyasztott szubsztrát jelentős részét csupán a sejt fenntartására, pontosabban az ehhez szükséges energia előállítására kell felhasználni.

Az elfogyasztott szerves szubsztrát felhasználási *sorsát* heterotróf szervezetek esetén az alábbiakban foglalhatjuk össze:

$$\Delta S = \Delta S_E + \Delta S_x$$

$$\text{fogyasztás} = \text{energia} + \text{új sejtanyag képzés} \quad [1]$$

Mivel az új sejtek képzése is energiaigényes az energia tag tovább bontható

$$\Delta S = \Delta S_{EF} + \Delta S_{EN}$$

$$\text{energia} = \text{fenntartás} + \text{szaporodás} \quad [2]$$

Természetesen a sejt fenntartás a szaporodáshoz képest elsőbbséget élvez. A fenntartáshoz szükséges szubsztrát mennyisége ugyanakkor egy adott sejt (ill. adott mennyiségű sejt) esetén többé-kevésbé meghatározott, a sejt mennyiséggel arányos. Növekedés ill. szaporodás az e feletti "extra" szubsztrát mennyiségétől függ. Kedvezőtlen körülmények között (optimálistól eltérő pH, hőmérséklet, sókoncentráció stb.) természetesen a sejt fenntartására több energia fogy, azaz a  $\Delta S_{EF}$  sem tekinthető állandósultnak.

Érdeemes megjegyezni, hogy az energianyerés célra "elvégzett" szervesanyag nem csak az elfogyasztott szubsztrát szempontjából számottevő, hanem az "elégetéskor" felszabaduló hő is jelentős lehet. Ez elsősorban vagy sejt és szubsztrát koncentrációval járó (másképpen természetes v. művi úton csökkentett hőveszteségű) komposztálásnál

vagy a termofil aerob iszapstabilizációnál jelenik meg a technológia szempontjából is számottevő mértékben.

Mint ahogy minden élőlény, a baktérium sejtek élettartama sem korlátlan az eleveniszap sejtjei is folyamatosan pusztulnak és szaporodnak. Szerves szubsztrát hiányában az energia is szénforrás (a sejtek raktárainak kimerülését követően) a pusztuló sejtek felszabaduló sejtanyaga, melynek így egyre nagyobb része használdik el energianyerés céljára. Az iszap összes mennyisége csökken, (a sejt anyagát is beleértve) fogy a biológiailag lebontható szerves anyagok mennyisége. Amennyiben az ilyen iszapot levegőztetik, az végeredményben biológiailag csak igen lassan vagy nem bontható szervesanyagból és szervesetlen sókból áll (stabilizált iszap).

A sejtnövekedés, pusztulás, szubsztrátfogyasztás leírására általánosan elterjedt a xx. fejezetben már ismertetett Monod féle leírás használata. A fent említettek értelmében itt azonban nem hanyagolható el a sejt pusztulás melyet a  $k_d$  [1/d] fajlagos pusztulási sebesség formájában vesszük figyelembe.

A sejt szaporodás ezzel:

$$\frac{dX}{Xdt} = \mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S} - k_d \quad [3]$$

$k_d$  értékét heterotróf szervezetekre általában 0,06 1/d értékkel becsüljük.

A növekedési sebesség mellett - mivel a cél a szubsztrát eltávolítása - gyakran alkalmazzák a fajlagos szubsztrát fogyasztási sebességet mely definíció szerint.

$$q = \frac{dS}{Xdt} \quad [4]$$

Alkalmazva az egységnyi szubsztrátból képzendő sejt tömeget megadó hozamot:

$$Y = \frac{dX}{dS} \quad [5]$$

A szubsztrát fogyasztási és növekedési sebességek kapcsolata:

$$q = \frac{\mu}{Y} \quad [6]$$

formában adható meg fel kell hívni a figyelmet, hogy a szubsztrát felhasználásról fent leírtak értelmében a hozam nem "hozamkonstans" értékét jelentősen befolyásolja számos tényező, legfőképp a rendelkezésre álló szubsztrát mennyisége. A gyakorlatban ezt a "m" fenntartás konstans bevezetésével vesszük figyelembe.

Így

$$q = \frac{\mu}{Y_{\max}} + m \quad [7]$$

ahol  $Y_{\max}$  az ideális körülmények között meghatározható hozam, mely már valóban konstansnak tekinthető.

Egy valós eleveniszapos szennyvíztisztító berendezésben nyilvánvalóan számtalan különböző mikroorganizmus található egyszerre. Ezek növekedési jellemzői ( $\mu_{\max}$ ,  $K_s$ ,  $Y_{\max}$ ) természetesen eltérőek, az összetett szennyvizek különböző és változó összetevői (szubsztrátok) a képet csak tovább bonyolítják. Ilyen esetben legfeljebb (már ez is jelentős egyszerűsítés) állandósult állapotról beszélhetünk. Állandósult állapot, iszapösszetétel csak úgy jöhet létre, ha az egyes szervezetek aktuális növekedési sebességei állandóak, azaz  $n$ féle szervezetre:

$$\bar{\mu} = \mu_1 = \mu_2 = \dots \mu_n \quad [8]$$

Ez az állapot a termelő (fő) iszap elvételén keresztül áll be. Az átlagosnál kisebb növekedési sebességű szervezetek kevésbé képesek "pótolni" az elvételkor előálló veszteséget, fokozatosan "kimosódnak" a rendszerből. A növekedési sebesség és az iszapelvétel kapcsolatát az iszaptartózkodási idő (más néven iszapkor) adja meg:

$$\frac{1}{\mu} = \text{SRT} = \frac{V \cdot X}{Q_w X_r + (Q_0 - Q_w) X_{\text{elf}}} \quad [9]$$

ahol  $V$ : medence térfogata

$Q_w$ : elvett iszapáram

$X$ : iszapkoncentráció ( $r$ : recirkulált,  $\text{elf}$ : elfolyó vízben)

$Q_0$ : Befolyó szennyvíz mennyisége

Ez az egyik legfontosabb mutató melynek megfelelő beállításán keresztül a tervező-üzemeltető be tud avatkozni a rendszerbe, befolyásolni tudja az iszap összetételét. Így például nyilvánvaló, hogy a kis szaporodási sebességű ( $\mu_{\max} = \dots$ ) nitrifikáló szervezetek fenntartásához nagy iszap-tartózkodási időre kell tervezni a berendezést, azaz a termelő főliszaphoz képest sok iszapot kell a levegőztető medencében tartani. Ez utóbbit pedig úgy érhetjük el, hogy az zömében heterotrof szervezetek ( $\mu_{\max} = \dots$ ) tényleges növekedési sebességét a rendelkezésre álló szerves szubsztrát korlátozásával csökkentjük ( $S$  kicsi). A gyakorlatban ez azt jelenti, hogy sok eleveniszaphoz kevés szennyvizet vezetünk.

A szubsztrát/mikróba arány ill. fajlagos iszapterhelés ezért szintén fontos tervezési paraméter.

Definíciója szerint:

$$B_x = \frac{\text{befolyó szennyezőanyag}}{\text{rendszerben levő iszap}} = \frac{Q \cdot S_0}{V \cdot X} \quad [10]$$

Az SRT-vel való kapcsolata miatt ez a jellemző is használható kiinduló tervezési paraméterként (bár ez valójában fontos növekedési sebességgel való kapcsolata kevésbé egyértelmű, így alkalmazása visszaszorulóban van). A fajlagos iszapterhelés és az SRT egymással fordított arányosságban álló mennyiségek, kapcsolatuk a fajlagos szubsztráteltávolítási sebesség segítségével vezethető le:

$$\mu = Y \cdot q \quad \text{és} \quad q = \frac{dS}{Xdt} = \frac{Q(S_0 - S_{eff})}{V \cdot X}. \quad [11][12]$$

$$q = B_x \left( \frac{S_0 - S_e}{S_0} \right) \quad [13]$$

$$\frac{1}{STR} = \mu = Y \cdot B_x \left( \frac{S_0 - S_e}{S_0} \right) \quad [14]$$

Látható hogy a fordított arányosság nem tökéletes, az arány  $\left( Y \frac{S_0 - S_e}{S_0} \right)$  nem konstans. Az iszapkezelés és a hozam a fent leírtak értelmében egymástól független, kapcsolatukat átlagos kommunális szennyvíz esetében a xx2. ábra szemlélteti.

**hiányzik**

**xx2. ábra A hozam az iszapterhelés függvényében**

**(kgSS/kgBOI5 a Bx függv)**

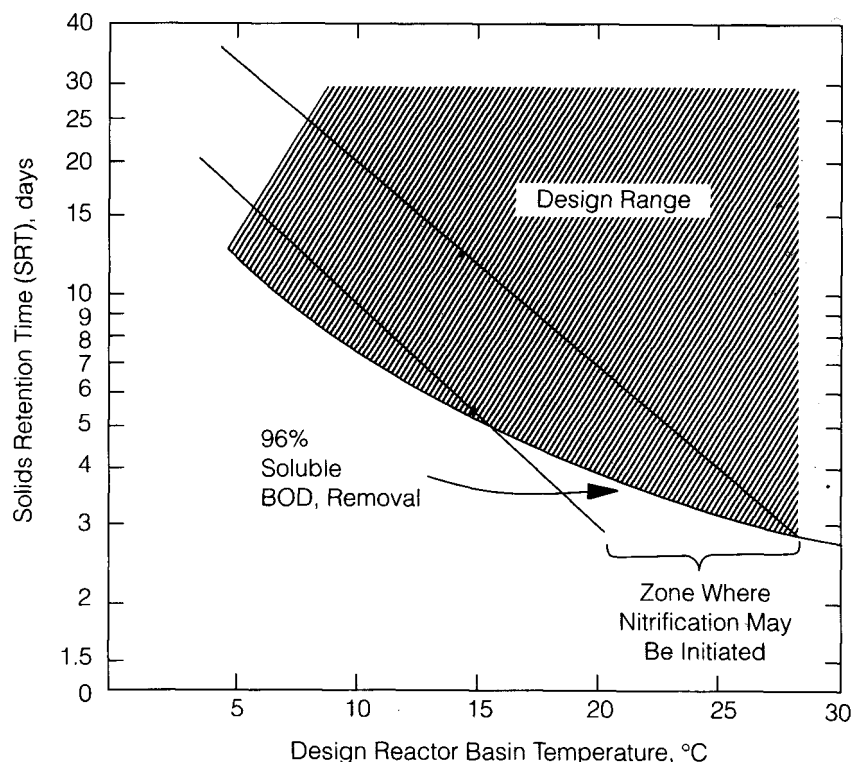
### **Szennyvíztisztító berendezés fő méreteinek meghatározása**

A méretezés célja, hogy elegendő tartózkodási időt, ill. iszapmennyiséget biztosítsunk a szennyezőanyagok megkívánt mértékű lebonyolításához, a képződő iszap pedig ülepítéssel jól elválasztható pelyhekben képződjön.

A feladatunk (szervesanyag lebontás, nitrifikálás) megfelelő SRT kiválasztása. Csak szervesanyag lebontást végző rendszereknél kevésbé kinetikai mint gyakorlati tapasztalat alapján választható ki az iszap tartózkodási idő, melynél a képződő iszap

jól ülepedhető pelyheket alkot. A gyakorlatban ("közepes" terhelési rendszereknél) ez az érték 3-7 nap, még jellegzetesen hideg klíma esetén akár 10-15 mp, míg magasabb hőmérsékleten 1-2 mp is lehet.

Nitrifikálást végző rendszereknél az SRT megválasztását elsősorban a várható vízhőmérséklet határozza meg (mert a nitrifikálók növekedési sebessége a többi szervezeténél jóval, határozottabban hőmérsékletfüggő). A tervezést általában a xx3. ábrához hasonló, számos méret, ill. üzemtapasztalatot egyesítő nomogram segítik.



**xx3. ábra Az iszaptartózkodási idő a hőmérséklet függvényében  
(a 2. vonal feletti tartományban nitrifikációval)**

Az így kiválasztott iszaptartózkodási időt a terhelésingadozásokat (és esetleges egyéb, a nitrifikációt befolyásoló faktorokat) tartalmazó biztonsági faktorról veszik figyelembe.

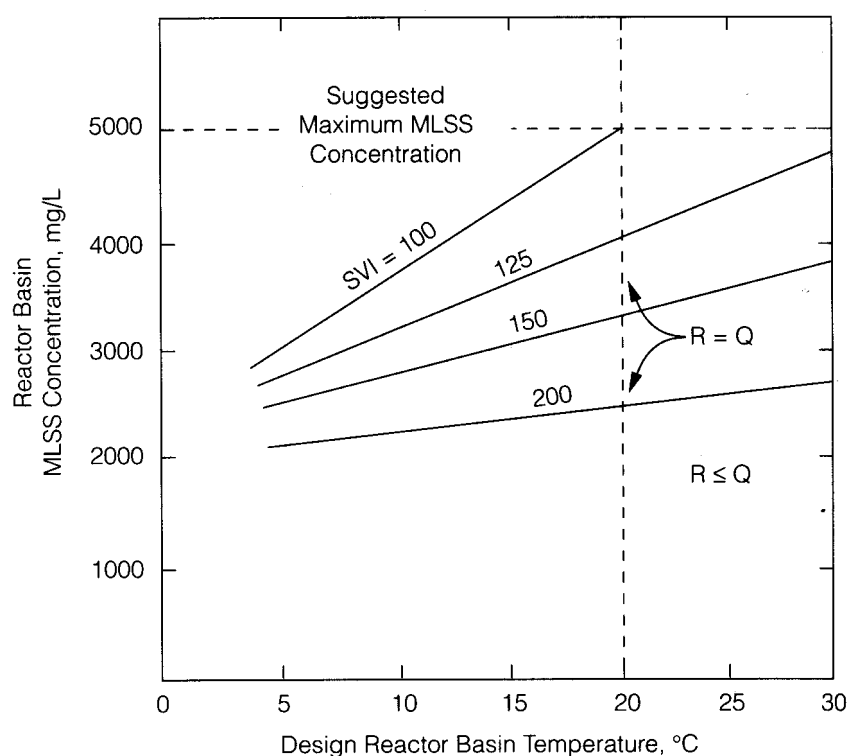
Az iszaptartózkodási idő után következő lépés a rendszerben lévő iszap, ill. a képződő fölösiszap mennyiségének meghatározása.

Az iszapkoncentráció kiválasztása összetett feladat. A rendszerben fenntartható iszapkoncentráció számos faktor (az oxigénellátottság, keveredés) befolyásolja alapvetően, azonban az ülepedő műtárgy terhelhetősége, a kiülepedhetőség SVI szabja meg. Adott mennyiségű iszapot különböző koncentrációk mellett lehet a berendezésben tartani. Koncentráltabb iszap ugyan kisebb ugyan kisebb



reaktortérfogatot eredményez, kiülepítéséhez azonban nagyobb felületű, ill. térfogatú ülepítésre van szükség. 8-10 g SS/m<sup>3</sup> iszapkoncentráción túl pedig az egyszerű gravitációs ülepítés gyakorlatilag alkalmazhatatlan az iszap eltávolítására.

A gyakorlatban ezért x értéket jellegzetesen 3-5 g SS/m<sup>3</sup> térfogatarányban választják meg. (Meg kell jegyezni, hogy jobb ülepedő iszap és megfelelő reaktori oxigénellátottság esetén ennél jóval nagyobb iszapkoncentrációk is megengedhetők. Így pl. nagy sótartalmú vegyipari szennyvizek esetén az iszappelyhekbe épülő szervesetlen sók növelik azok súlyát, javítják üleppíthetőségüket, így 10-15 g SS/l iszapkoncentráció mellett is üzemeltethetők eleveniszapos rendszerek. Érdekes, hogy ennek ellenére az aktív iszap mennyiségét jellemző illó szervesanyagtartalom ekkor is az átlagos 2-3 gVSS/l körül alakul. Az iszapkoncentráció és az üleppíthetőség kapcsolatát a xx4. ábra mutatja be.



**xx4. ábra Az iszapkoncentráció és az iszapindex kapcsolata**

Az utóülepítésben elválasztott 8-10 g SS/m<sup>3</sup> koncentrációjú iszapot visszavezetik a levegőztető medencébe, ahol az a befolyó (gyakorlatilag iszapmentes) szennyvízzel hígulva kell kiadja a 3-5 g SS/m<sup>3</sup> iszapkoncentrációt. Következésképpen a visszavezetett iszapáram általában kb. megegyezik a befolyó szennyvíz mennyiséggel, azaz a kettő hányadosát jellemző R recirkulációs arány  $\approx 1$ .

A termelődő fölősiszap hozamának megállapítása alapvetően tervezési, ill. szabványokba tanulmányokban foglalt tapasztalatok, adatok alapján lehetséges. Jellegzetes értékeket a xx2. ábra , ill. a tt1. táblázat mutat be.

**tt1. táblázat Heterotróf eleveniszap kinetikai jellemzői**

Jellemző	Mértékegység	Tartomány	Jellemző érték
$\mu_{max}$	1/d	3-13	4-6
$K_O$	mgO <sub>2</sub> /l	0,1-0,28	0,1-0,2
Y	gVSS/gBOI <sub>5</sub>	0,4-0,8	0,6
Y	gVSS/gKOI	0,25-0,4	0,4
$k_d$	1/d	0,02-0,075	0,06

A valós hozam és a növekedési sebesség, ill. SRT kapcsolatát és magába foglalja a hozam becslésére szintén használható alábbi tapasztalati képlet (kommunális szennyvízre).

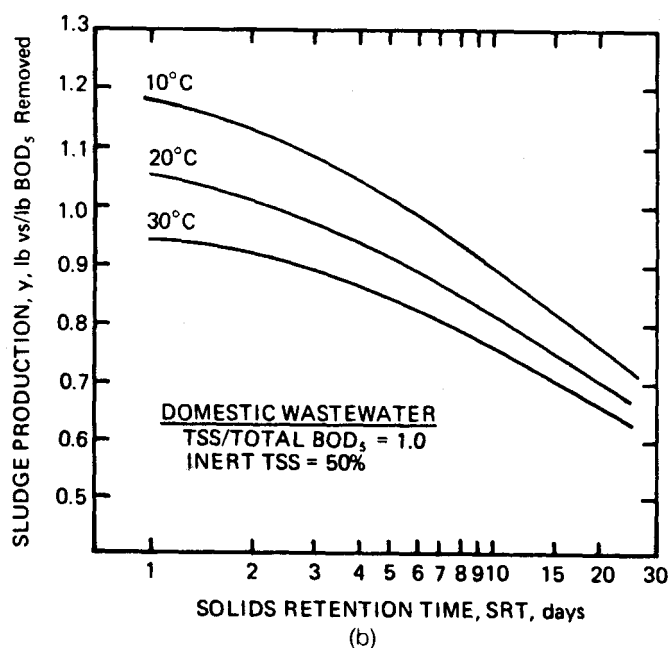
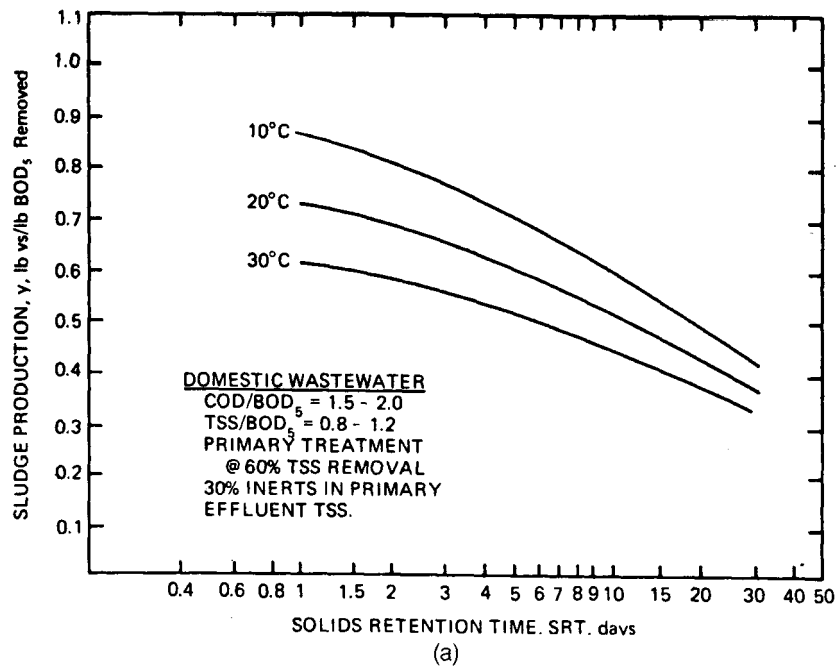
$$Y = \frac{0,8}{1 + 0,06SRT} \left[ \frac{gVSS}{gBOI} \right] \quad [15]$$

A hozamhoz hasonlóan, a pusztulási sebesség ( $k_d$ ) értékei is tapasztalati alapon állapíthatók meg. Jellegzetes értékeit szintén a tt1. táblázat adja meg.  $k_d$  értéke az iszapkor növekedésével csökken, mivel a lassan szaporodó ("éhező") iszapban egyre kisebb a valóban aktív biomassza aránya. (Természetesen, ha  $k_d$ -t csak a valóban aktív sejtekre számítanánk, értéke független lenne az SRT-től.)

Az egy lépéses eleveniszapos szennyvíztisztító alapvető tervezési algoritmusá tehát a következő (bizonyos mértékű iterációt megkívánó) lépésekből áll:

1. A megfelelő SRT megválasztása (nitrifikáció szükséges-e, hőmérséklet).
2. A várható iszapüledési tulajdonságok figyelembevételével X megválasztása.
3. A hozam becslése az iszapterhelés figyelembevételével (14. 15. összefüggések, xx2. ábra), tekintettel a szennyvízzel együtt érkező inert lebegőanyagra, ill. az együttes vegyszere kezelésből származóan keletkező iszapra is.

A hozam becsléséhez használható még az xx. ábrán megadott kapcsolat az SRT-vel.



**xx5. ábra Valós iszapozam az iszaptartózkodási idő függvényében**

**a: előülepítéssel, b: előülepítés nélkül**

4. Az ülepítővel elérhető ülepített iszapkoncentráció és a recirkulációs arány, ill. elveendő iszapáram megállapítása.
5. A bejövő térfogatáram, elvett iszapmennyiség és elfolyóban maradó lebegőanyag ismeretében [9] alapján a levegőztető műtárgy térfogata számítható.

A fenti algoritmus természetesen jelentős elhanyagolást is tartalmaz, nem számol pl. a befolyó szennyvíz lebegőanyag tartalmával, feltételezi, hogy az adott iszapterhelés mellett a megkívánt tisztítási hatások elérhető és természetesen nem tér ki (az előbb részletesen bemutatandó) nitrogén ill. P eltávolítás részleteire. Mindazonáltal sokszor a rendelkezésre álló adatok hiányossága miatt ennél részletesebb számításokra nincs mód (legfeljebb az egyes paraméterek becslése pontosítandó).

### **Az oxigénigény számítása**

Aerob biológiai rendszerek oxigénfogyasztása gyakorlatilag teljes egészében az energiatermeléshez kapcsolódik. (A sejt anyagában kötött oxigén elsősorban más forrásból - azaz a táplálékkal elfogyasztott oxigéntartalmú molekulákból - származik.) Az energiatermelésről fent említettek értelmében (lásd [1] és [2] összefüggések) az oxigénfogyasztás is a növekedéshez ill. szaporodáshoz ill. a sejtfenntartáshoz köthető. Mivel az energiatermelés a szervesanyag oxigénnel történő "elégetését" jelenti, az előbbieket a szubsztrátfogyasztáshoz kötve is megfogalmazhatjuk (lásd [7] összefüggés is)

$$\text{oxigénfogyasztás} = \frac{\text{növekedési energiára}}{\text{fogyasztott szubsztrát}} + \frac{\text{fenntartáshoz történő}}{\text{szubsztrát elégetés}} \quad [16]$$

Az összefüggés második tagját az élő sejtek száma és típusa egyértelműen meghatározza, a gyakorlatban ezért ezt az "élő" iszap mennyiségét leíró illő szervesanyagokban kifejezett sejtkoncentrációval arányosnak tekintik. Ezt a tagot nevezik más néven "endogén" (belső, az iszaptól magából következő és onnan táplálkozó) légzésnek, mennyiségét 0,008-0,1 O<sub>2</sub>/gVSS d-ban adják meg. (Természetesen ez irányérték, különleges (pl. ipari) szennyvizek esetén értéke változhat.)

Kevésbé egyértelműen határozható meg a "növekedési energiára elfogyasztott" szubsztrát ill. az elégetéshez elhasznált oxigén mennyisége. A szubsztrátfogyasztásról leírtak értelmében ezt már számos tényező (pl. szubsztrát típusa, bonthatósága) is befolyásolja. A lebontott szubsztrát/fogyasztott oxigén arányra ezért mindenképpen csak az adott szubsztrát biológiai bemutatásához szükséges (standard körülmények között meghatározott) oxigén mennyiségét megadó BOI<sub>5</sub>-re vonatkoztatva adható meg irányérték. Kommunális szennyvízre megszokott terhelési viszonyok esetén ezért 0,55 kg O<sub>2</sub>/g lebontott BOI<sub>5</sub>-ban adják meg. Igen nagy terhelésű (pl. előtisztító) fokozatokban azonban - ahol jelentős a lebontás nélkül, csupán az iszappelyhekhez

tartozó adszorpcióval eltávolított szervesanyag mennyisége is - ez az érték jóval magasabb is lehet.

Szervesanyag lebontás esetén tehát az oxigénigény az alábbi módon számítható:

$$\frac{dO_2}{dt} = 0,55(S_0 - S_e) \cdot Q + 0,08 \cdot X \cdot V \quad [17]$$

ahol	$dO_2/dt$	az elfogyasztott oxigén mennyisége kg/d
	S	a levegőztetett medencébe be, ill. elfolyó víz $BOI_5$ koncentrációja $kg/m^3$ .
	Q	a befolyó térfogatáram
	X	iszapkoncentráció $kg\ VSS/m^3$
	V	levegőztető medence térfogat $m^3$

Amint az a [17] alapján számítható is, kis terhelésű rendszereknél az endogén légzés akár az oxigénfogyasztás 50%-ot meghaladó részét is kiteheti. Mivel pedig levegőztetés az aerob szennyvíztisztítás egyik fő energiafogyasztó s így meghatározó költségigényű folyamata, ez a kérdés nem hanyagolható el amikor a jó tisztítási hatásfokra, kis elfolyó koncentrációra törekedve kis fajlagos iszapterhelés mellett üzemeltetünk berendezéseket.

A szervesanyag lebontásához szükséges oxigén mellett a teljes oxigén igényhez természetesen hozzá kell számítani más folyamatok oxigénigényét (ill. oxigénfogyasztás csökkentő hatását).

Az alább részletezett nitrifikálás az oxigénfogyasztás szempontjából meghatározó jelentőségű folyamat. Egyrészt a megkövetelt nagy SRT s így kis  $B_x$  mellett jelentős a "haszontalan" endogén légzés aránya, másrészt 1 g nitrifikált ammónia nitrogén 4,1-4,3 g oxigén elfogyasztásával jár. (Ismét csak kiemelve, hogy a 0,55  $gO_2/g\ BOI_5$  arányhoz hasonlóan ezt az értéket is jelentősen befolyásolják más tényezők.) Nitrifikáció oxigénigényének számításnál természetesen figyelembe kell venni, hogy az ammónia egy részét a hetrotróf szervezetek asszimilálják. A képződő fölősiszap-szervesanyag (VSS) 10-12%-a ammónia, ill. TKN nitrogénből származik<sup>1</sup> (lásd tt2. táblázat).

---

<sup>1</sup> TKN a szennyvíz összes oxidálható (ammónium, ammónia ill. amin) nitrogén tartalma. A biológiai szennyvíz tisztítás során ezek a vegyületek legtöbbször gyorsan ammóniává alakulnak, ammónifikálódnak, így a nitrogén mérleg szempontjából ammóniaként kezelhetők.

**tt2. táblázat Az eleveniszapos tisztítás jellegzetes N mérlege**

N forma	%
<b>Belépő</b>	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	75
TKN	25
<b>Kilépő</b>	
Nyersiszappal	6,75
Fölősiszappal (erősen terhelésfüggő!)	28
Elfolyó ammónia	1,25
Elfolyó lebegőanyag N tartalma	3,75
Elfolyó oldott szerves N	1,25
Nitrát (ill. denitrifikációval eltávolított)	59

Kommunális szennyvíz esetén azonban nem követünk el nagy hibát ha a nitrifikáció oxigénigényét az alábbi módon számítjuk:

$$\frac{dO_2}{dt_{Nit}} = 4,2(NH_4^+ - N_{be} - NH_4^+ - N_{el})Q \quad [18]$$

ahol  $\frac{dO_2}{dt_{Nit}}$  a nitrifikáció oxigénigénye kg O<sub>2</sub>/d

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N be ill. elfolyó ammónia-& koncentráció kg/m<sup>3</sup>

Q befolyó szennyvíz mennyiség m<sup>3</sup>/d

A Magyarországon szokásos összetételű kommunális szennyvíz esetén ugyanis a befolyó TKN és ammónium közötti különbség jó közelítéssel megfelel az asszimilált N mennyiségnek. Pontos számításokhoz azonban természetesen a fagyott oxigén a valóban nitrifikált N 4,2-szeres szorzóval számítandó.

Az alább szintén részletezett **denitrifikáció** az oxigénfogyasztás szempontjából "oxigéntermelő" folyamatnak számít. Valójában itt arról van szó, hogy a nitrifikáció során termelt nitrátot - az oxigén helyett - szervesanyag lebontásra hasznosítjuk. Az oxigénigény számításáról azonban - csupán azért, hogy a csak szervesanyag lebontásra kialakult tervezési gyakorlatot, ill. számítási módot és állandókat ne kelljen megváltoztatni - nem azzal veszik figyelembe, hogy a szervesanyag lebontásáról az aerob módon lebontott szervesanyag mennyiséget ( (S<sub>be</sub>-S<sub>el</sub>)Q ) csökkentik, hanem a

denitrifikáció során lezajlott anyagbontásának megfelelő oxigénigénnyel csökkentik a hagyományos módon számított igényt. Eszerint 1 g NO<sub>3</sub>-N- denitrifikálása során 2,86 g O<sub>2</sub> "termelődésével" számolunk. Egy nitrifikálást és denitrifikálást is végző rendszer oxigénigénye az alábbi módon számítható

ox.fogy = szervesanyagbontás+ endogén légzés +nitrifikáció – denitrifikáció

$$\frac{dO_2}{dt} = 0,55\Delta S \cdot Q + 0,08X \cdot V + 4,2\Delta N_{nit} \cdot Q - 2,68\Delta N_{den} \cdot Q \quad [19]$$

ahol  $\Delta S$  be és elfolyó szervesanyag különbsége kgBOI/m<sup>3</sup>

$\Delta N_{nit}$  nitrifikált nitrogén koncentráció kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/m<sup>3</sup>

$\Delta N_{den}$  denitrifikált nitrát koncentráció NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/m<sup>3</sup>

(nitrifikáció során keletkezett nitrát – elfolyó nitrát konc.)

Q térfogatáram

A teljes oxigénigény számításakor különleges esetekben (pl. számottevő befolyó szulfidion) egyéb biológiailag oxidálható (és oxidálódó) vegyületek oxidálásához szükséges oxigén mennyiséget is figyelembe kell venni.

Mivel - ahogy azt korábban már kifejtettük az iszap sejtjeinek aktivitását általában az elérhető szubsztrát (szervesanyag, ammónia) mennyisége korlátozza, a légzési sebességük (oxigénigényük) nagymértékben függ a terhelés ingadozásától. Mivel vízben fizikailag oldott állapotban tartott (1-2 mg/l), ill. tartható (max = & 10 mg/l) oxigén elhanyagolható tartalékot jelent a levegőztetésnek az előforduló csúcsterhelések esetén is képesnek kell lenni a megfelelő oxigénellátás biztosítására. Az oxigénigény számítása ([19] egyenlet) során ezért nem az átlagos, hanem a csúcsterhelések veendő figyelembe. Erre többféle tervezői gyakorlat alakult ki. Hagományos rendszereknél minimum a csúcsterhelésű hónap átlagos napjának 24 órás átlagos terhelése veendő figyelembe, de gyakori a csúcsközép átlagnapjának 4 órás csúcsát vagy a csúcsátlagot + a csúcsnap 4 órás csúcsának 50%-át alapul vevő gyakorlat is.

Ott, ahol a terheléscsúcsokat a nagy hidraulikus tartózkodási idő nem csillapítja, ill. jelentős terhelésingadozások is várhatók, ma már alapkövetelménynek tekinthető az oxigénbevitel szabályozása, azaz a befűjt levegő mennyiségének csökkentése a csúcsidőszakon kívül. Ezt többnyire az oldott oxigénszintről vezérelt (beállítás 1-2 mg O<sub>2</sub>/l) változtatható teljesítményű fűvőkkel ill. gépenként ki-be kapcsolható fűvő gépcsoportok alkalmazásával oldjuk meg.

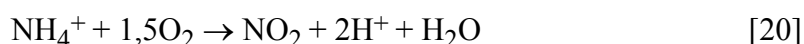
Az oxigénigény - mint a terhelésváltozásra rendkívül érzékeny jellemző - nem csak időben, hanem - berendezéstípustól függően - hely szerint is nagymértékben változhat.

A hely szerinti változás annál nagyobb, minél kevésbé tekinthető a levegőztető medence "teljesen kevert" reaktornak, minél inkább csőreaktor vagy kaszkád típusú rendszerről van szó. Ebben az esetben az oxigénigény a szennyvíz belépés pontjáról a legnagyobb, onnan távolodva fokozatosan csökken. Ezt a hatást a légbevitel (levegőztető elemek) egyenetlen elhelyezésével szokták ellensúlyozni, azaz a belépő pontnál sűrűbben, attól távolodva ritkábban helyezik el azokat.

## Nitrifikálás

A nitrifikálás az a folyamat, melynek során a szennyvíz ammónium-ion tartalmát a kemolitotróf autotróf szervezetek körében tartozó szervezetek nitráttá alakítják. A nitrifikálás tulajdonképpen a nitrogén biológiai eltávolításának első lépése, de itt célszerű már a hagyományos (szerves eltávolító) rendszerekkel együtt kezelni. Az ammónia eltávolítására ugyanis részben már ezek is képesek, ill. sokhelyütt, ahol a N eltávolítás nem követelmény a nitrifikációt már előírják.

Az ammónia biológiai oxidációja két lépésben zajlik, melyet eltérő baktériumok végeznek. Első lépés az ammónia nitráttá alakítása:



ezt a lépést többféle szervezet is képes elvégezni, legfontosabb képviselőjük alapján azonban technológiai szempontból a Nitrosomonas baktériumoknak tulajdonítjuk a folyamatot. A második lépést hasonló alapon - a Nitrobacterek nevéhez kötik:



Mindkét lépés az adott szervezet számára szolgáló energiatermelő folyamat szénforrásként a víz szervesetlen karbonát tartalmát ( $0,09 \text{ g CO}_3^{2-}\text{-C /gN}$ ) hasznosítják. A folyamat kis energiahozamának megfelelően e szervezetek növekedési sebessége jelentősen elmarad a heterotróf baktériumokétól. Tipikus állandóikat a tt3. táblázat foglalja össze:

**tt3. táblázat A Nitrifikáló baktériumok kinetikai jellemzői**

Jellemző	Mértékegység	Tartomány	Jellemző érték
$\mu_{\max}$	1/d	0,1-1	0,3
$K_O$	mgO <sub>2</sub> /l	0,1-0,8	0,2-0,3
$K_N$	mgN/l	0,2-5	1,4
$Y_N$	gVSS/gN	0,04-0,3	0,15
$k_d$	1/d	0,03-0,06	0,05



A Nitrosomonasok és Nitrobacterek környezeti optimuma, növekedési sebessége igen hasonló, a legtöbb esetben ezért - technológiai szempontból - egységesen, mint nitrifikálók kezelhetők. Nitrit felhígulást (azaz a Nitrobacterek elégtelen működését) csak különleges körülmények között lehet tartósan fenntartani. Ahol (az egyébként kevésbé érzékeny) Nitrosomonasok megélnék, ott előbb-utóbb a Nitrobacterek is alkalmazkodnak a körülményekhez. A Nitrobacterek érzékenységéből adódóan azonban mérgező anyagok, hirtelen pH nagy hőmérséklet változás, terhelésnövekedés esetén előfordulhat nitrit megjelenése.

Amint az a [20] és [21] összefüggésekből is nyilvánvaló, a folyamat oxigénigénye jelentős. A sztöchiometrikan számítható oxigénfogyasztás 4,57 O/g N. Mivel azonban a nitrogén részben a nitrifikálók szervezetében asszimilálódik a mérhető oxigénfogyasztás 4,1-4,3 g O/g N. A nitrifikáció oxigénszükségletének kielégítésére ilyen rendszereknél minimálisan 2 g O<sub>2</sub>/l koncentráció fenntartását szokás előírni. Ilyen oldott oxigénszint mellett általában az iszaptelek belsejében is fenntartható a nitrifikálás.

A nitrifikáló szervezetek technológiai szempontból legfontosabb tulajdonsága - hogy növekedési sebességük mellett - annak jelentős a hőmérsékletfüggése. Hőmérsékleti optimumuk 30°C, ez alatt aktivitásuk a heterotróf szervezeteknél jóval meredekebben csökken. 5°C alatt gyakorlati szempontból nullának tekinthető.

A növekedési sebesség reciproka adja meg azt a minimális iszaptartózkodási időt, melynél a nitrifikálás egy eleveniszapos rendszerben elvileg megvalósítható. A tervezői gyakorlatban az így számítható SRT 1,5-2,5-szeresét alkalmazzák, így véve számításba a terhelés ingadozást, ill. bizonyos egyéb hatásokat.

A növekedési sebesség (pontosabban az ennek következményeként a nitrifikáláshoz szükséges minimális SRT) és hőmérséklet kapcsolatáról lásd a xx3. ábrát is.

Megfelelően nagy iszaptartózkodási idő biztosítása esetén a nitrifikálás teljesítménye az átlagos ammónia terheléshez igazodik, azaz a nitrifikáló szervezetek szén aránya az eleveniszapban úgy alakul, hogy az adott mennyiséget el tudja távolítani.

A nitrifikálók pH optimuma 7,8-8. Magasabb pH-n az ammónium koncentrációtól is függően megjelenő szabad NH<sub>3</sub> gátolja működésüket, míg alacsony pH-n a nitritből képződő szabad salétromosav (HNO<sub>2</sub>) gátolhat. A kommunális szennyvizet tisztító eleveniszapos berendezésekben általában kialakuló 6-8 közötti pH-n és ammónium-ion koncentrációknál a nitrifikálás közel optimális sebességgel zajlik.

A nitrit képzés során keletkező sav (lásd [20]) 14,1 g CaCO<sub>3</sub>-nek megfelelő alkalisitás csökkenést okoz 1 g nitrifikált nitrogénre számítva. Ez a kommunális szennyvizekre jellemző alkalisitás és ammónia koncentrációknál nem okoz problémát, pH szabályozásra nincs szükség. Bizonyos ipari szennyvizeknél, ahol magas ammónia koncentrációk és/vagy kis alkalisitású víz tisztítását kell megoldani a nitrifikálás savanyító hatását már nem szabad figyelmen kívül hagyni.

## A hagyományos eleveniszapos rendszerek osztályozása

### Terhelés szerinti osztályozás

A fajlagos iszapterhelés szerinti osztályozás a fent leírtak értelmében valójában egyenértékű az iszap-tartózkodási idő szerinti csoportosítással.

Használatát egyrészt a hagyomány, másrészt a tisztítás végeredményét szemléletesebben előrevetítő elnevezések indokolják. A terhelés szerinti csoportosítást a xx4. táblázat foglalja össze:

**tt4. táblázat Az eleveniszapos szennyvíztisztítás terhelés szerinti osztályozása**

	<b>totál oxidáció</b>	<b>kis terhelés</b>	<b>közepes terhelés</b>	<b>nagy terhelés</b>
$B_x \frac{gBOI}{gVSSd}$	< 0,07	0,07-0,25	0,25-0,5	0,5-2
SRT d	15-25	7-15	3-7	1-3
iszap	stabil nem rothad	nem stabil nehezen rothad	nem stabil	gyorsan rothad
HRT kommunális szennyvíznél	>24	10-24	4-8	1-2
nitrifikálás	van	részleges	hőm. függ	nincs
BOI eltáv. %	98-100	90-98	80-90	60-80

A tt4. táblázat szemléletesen foglalja össze a terhelés - iszapkor- iszapállapot - nitrifikációról kapcsolatáról leírtakat.

Igen alacsony iszapterhelésnél, azaz kis fajlagos tápanyagellátásnál a sejtek lassan szaporodnak, kicsi az átlagos növekedési sebesség, így nagy az SRT. Mivel ilyen esetben a sejtek rákényszerülnek minden számunkra bontható szervesanyag

hasznosítására jó a BOI-ban mért szervesanyag eltávolítás hatásfoka és az elvett fölösiszap nem tartalmaz gyorsan bontható anyagokat, az iszap nem rothadóképes, nagymértékben mineralizált. A nagy iszapkor lehetővé teszi a nitrifikálók megmaradását a rendszerben.

Nagy iszapterhelésnél a lassan, vagy nehezebben bontható vegyületek bontására nem kényszerülnek rá az eleveniszap sejtjei, rossz a BOI eltávolítási hatásfok. A szervesanyag egy része lebontatlan formában adszorbeálódik az iszappelyheken. A jó tápanyagellátás mellett nagy mennyiségben képződő iszap így jelentős mennyiségű még jól bontható szervesanyagot tartalmaz, a fölösiszap gyorsan rothadásnak indul. A képződő nagymennyiségű iszap intenzív iszapelvételel igényel, az iszaptartózkodási idő kicsi, a nitrifikálók kimosódnak a rendszerből.

A nitrifikálás közepes terhelésnél nyáron, magasabb vízhőmérséklet esetén - ahol a nitrifikálók növekedési sebessége nagyobb - beindulhat. Az ammónia eltávolítás intenzitását ill. hatásfokát kis terhelés esetén szintén jelentősen befolyásolhatja még a hőmérséklet. Az ún. totál oxidációs rendszereknél az SRT elegendően nagy akkor, a tőle kisebb vízhőmérséklet mellett se mosódnak ki a rendszerből a nitrifikálók.

### **Alkalmazott reaktortípusok**

A hagyományos eleveniszapos rendszerek tárgyalásánál eddig alapesetként az ún. teljesen kevert reaktort tételeztük fel. Ez a modell a szennyvíztisztításban nem ritka több ezer m<sup>3</sup>-es medencék esetén természetesen csak leegyszerűsítésként fogadható el, mindazonáltal ebbe a kategóriába szokás sorolni a kör, négyzet 5:1-nél kisebb hossz/szélességgel jellemezhető téglalap alakú medencéket valamint az ún. „oxidációs árkot”, ill. a "bécsi medence" típusú kialakítást is. A medencék mélysége régebben 2-3 m volt, ma már a mélylégbefűvés alkalmazása mellett jellegzetesen 4-5 m körüli.

Az „oxidációs árok” ma már kizszorulóban lévő kialakítás a jellegzetesen „lóversenypálya” alaprajzú medence, falait a vízszintessel 30-45°-ot bezáró szögben kifelé dőlve alakították ki (trapéz keresztmetszet), mélysége közepesen csupán 2 m körüli. A vizet a medencében tipikus esetben felületi levegőztető berendezések hajtották körbe.

Bizonyos fokig ide sorolható a „bécsi medence” kialakítás mely manapság az egyik legelterjedtebb forma. Alaprajzát tekintve szintén „lóversenypálya”, de mélysége a mélylégbefűvéshez igazodó 5 m körüli, falai függőlegesek. A víz keringetését keverők biztosítják. A folyadék áramoltatása - buborékok keltette buborékfelszállás gyorsító áramlás megtörése révén - javítja az oxigénátadás hatékonyságát. Ez a medencetípus ugyanakkor jól adaptálható nitrifikáló denitrifikáló rendszerekhez is. (lásd előbb)

A teljesen kevert típusú rendszereket nagyobb telepek esetén sokszor a szennyvíz több ponton elosztott bevezetésével teszik az ideális teljesen kevert típushoz közelállóvá. A jó elkeveredés előnye, hogy az ilyen medencékben a terhelés, ill. a toxikus anyag csúcsok is jól eloszlanak, így ezek negatív hatásai részben kiküszöbölhetőek. A kialakítás hátránya viszont, hogy az egész medencében azonos - az elfolyó tisztított vizével gyakorlatilag megegyező - a koncentráció. Ezért a lebontási folyamat lassú, ill. az ilyen viszonyok kedveznek a rossz iszapülepedítheséget okozó fonalas szervezetek elszaporodásának is.

Cső vagy kaszkád típusú rendszereknek tekinthetők azok a berendezések, ahol a levegőztető medence hossz/szélesség aránya meghaladja a 10-et, ill. 2 vagy több külön medencére bontották a medencét.

A csőszerű kialakítás egyik legnagyobb előnye, hogy a betáplálási ponttól az elfolyó pontig a lebontandó szennyezőanyag koncentráció jelentősen csökken. Szemben a teljesen kevert rendszerrel - ahol az elfolyó víz alacsony koncentrációja érvényesül minden ponton - itt ilyen alacsony koncentrációt csak az elfolyó pont közelében kell elérni. Ennek megfelelően a reaktor többi részén nagyobb  $S_v$ , s így nagyobb lebontási sebesség alakul ki. A reaktor elején ezért a viszonyok nem kedveznek a fonalas szervezetek elszaporodásának, általában jó a kialakuló iszap ülepedíthesége. (Természetesen a nagyobb  $S_v$  mellett nagyobb fölösiszap termeléssel is számolni kell.)

Kedvező a csőszerű kialakítás akkor is, ha az elfolyó vízben viszonylag nagy oxigénkoncentrációt kell biztosítani. (Pl. az utóülepedítőben iszapfelúszást okozó denitrifikáció megelőzésére.) Egyben elegendő a reaktor végső szakaszát levegőztetni intenzíven.

A cső ill. kaszkád reaktorok hátránya, hogy mivel a belépő szennyvíz nem oszlik el a medence egészében - a terheléscsúcsok könnyen megjelenhetnek az elfolyó ponton is.

Ahogy a szubsztrátkoncentráció és a lebontási sebesség, úgy természetesen az oxigénigény is változik a csőreaktor mentén. Ezt a változást rendszerint a levegőztetés egyetlen elosztásával kompenzálják, azaz a befolyó pont közelében sűrűbben, attól távolodva ritkulva helyezik el a légelosztó elemeket. Az oxigénigény egyenletesebbé tételét szolgálhatja a befolyó szennyvíz elosztott bevezetése is. Ilyenkor a szennyvizet a csőreaktor hosszának első 50-60%-án elosztva juttatják a medencébe.

A csőreaktor szerű kialakítás egyik további következménye, hogy a medence elején bevezetett recirkuláltatott iszap a reaktorban előrehaladva - a körülményeknek megfelelő hozammal szaporodik. A reaktor elején és végén így az iszapkoncentráció nem azonos, az elvételi pont környékén magasabb. Ebbe a kategóriába szokás sorolni

az ún. Caroussel elrendezést is ami nem más, mint egy hosszú önmagába visszatérő csőreaktor. (xx6. ábra).

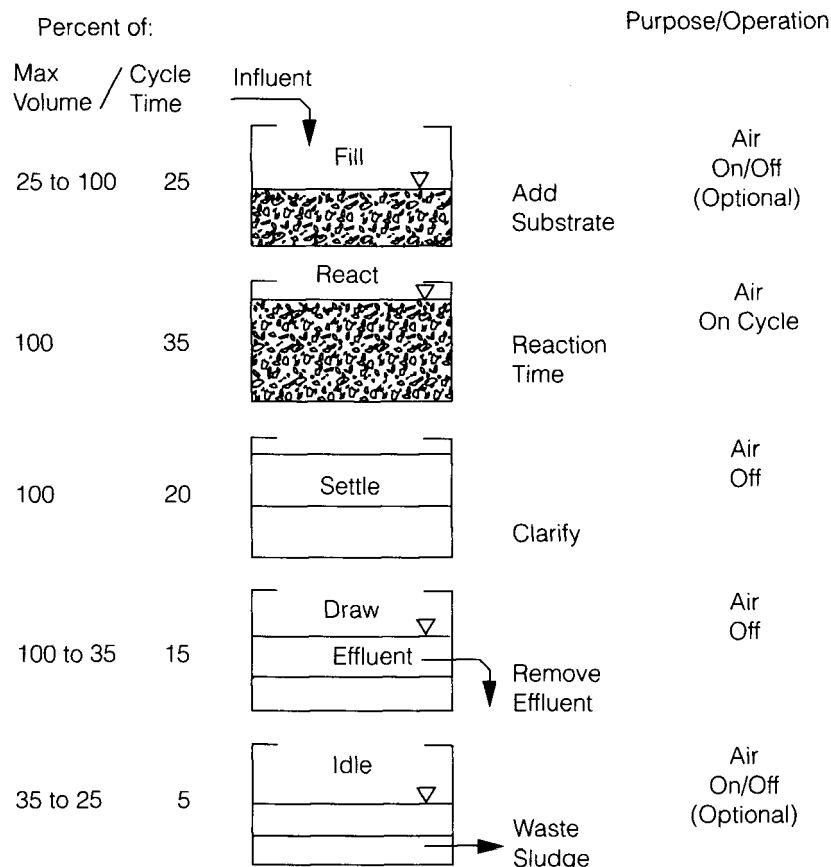
*hiányzik*

### ***xx6. ábra A Caroussel medence legegyszerűbb kialakítása***

Meg kell jegyezni azonban, hogy a Caroussel típusú medencékben a betáplálási ponthoz visszakeringetett nagy térfogatáram hígító hatása miatt alakul ki. Ebből a szempontból a Coroussel medencék inkább a teljesen kevert rendszerekhez állnak közel.

Mivel ilyen rendszer esetén a levegőztetés megfelelő elrendezésével biztosítható a változó aerob, ill. anoxikus terek kialakítása, a Coroussel medencét gyakran alkalmazzák nitrifikáló denitrifikáló telepeken.

Elsősorban kisebb telepeken alkalmazzák az SBR (Sequencing Batch Reactor, magyar elnevezéssel: rátáplálásos tartályreaktor) kialakítást. Ebben az esetben egyetlen teljesen kevert reaktorban történik - időben elválasztva - a tisztítás minden lépése. Az iszap végig a medencében marad, kiülepítése is itt történik. A xx7. ábra egy tipikus üzemeltetési ciklust mutat be.



**xx7. ábra Az SBR (rátáplálásos tartályreaktor) reaktor üzemciklusa**

A rendszer lényegéből fakadóan folyamatosan érkező szennyvíz esetén kiegyenlítő tározást, ill. több eltolt ciklussal üzemelő reaktort kell alkalmazni. A rendszer előnye, hogy nincs szükség utóülepítésre az összes funkciót általában időprogramról vezérelve egy igen egyszerű a műtárgyban meg lehet valósítani. Mivel elfolyó víz csak a betáplálás leállítása után hagyja el a reaktort, a berendezés se szennyezőanyag csúcsokra se időszakos hidraulikus terhelésre nem érzékeny. Az időprogramtól függően (azt pl. oxigénkoncentrációról vezérelt szabályozással kiegészítve) az SBA rendszer igen flexibilisen adaptálható különböző követelményekhez.

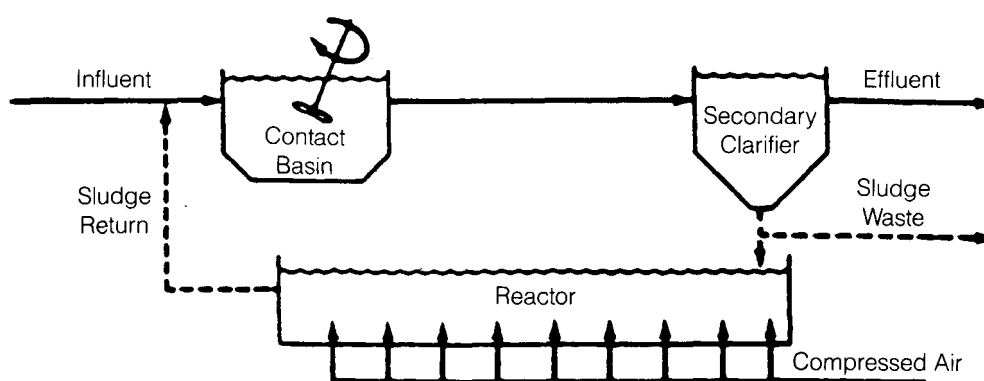
### **Az eleveniszapos tisztítás technológiai alternatívái**

Az elsősorban a KOI-val ill. BOI-val jellemezhető szervesanyag eltávolítást célzó (és nitrifikációt végző) eleveniszapos berendezések túlnyomó többségében a fent bemutatott teljesen kevert, ill. csőreaktorszerű kialakítást alkalmazzák.

Az ún. **kontakt stabilizáció** ettől eltérő alapelvet követ. Itt az eleveniszap csak rövid ideig 20-60 percig érintkeztetik a szennyvízzel. Ezalatt a meghatározó folyamat a szennyezés adszorpciója az iszapfelyheken. Az iszapot ezt követően ülepítéssel

elválasztják, majd a biológiai lebontás ezt követően egy - az érintkeztető reaktorról általában közel azonos méretű levegőztetett műtárgyban történik. Itt az iszap 3-6 órás tartózkodási ideje lehetővé teszi az adszorbeált szennyezőanyagok lebontását. Az elért BOI eltávolítás hatásfokát az adszorpció szabja meg, így az rendszerint csupán 60-75 %, bár elérhető 90% feletti eltávolítás is.

A kontakt stabilizáció előnye, hogy 30-50%-kal kisebb levegőztető medence térfogatokat igényel az azonos kapacitású hagyományos rendszerekhez képest. Hátránya a kisebb eltávolítási hatásfok és a képződő nagyobb iszaptömeg. Gyakran mint kiegészítő megoldást alkalmazzák (időszakosan) túlterhelt telepek esetén. A rendszert a xx8. ábra mutatja be.



xx8. ábra. A kontakt stabilizáció vázlatja

Alternatív tisztítási módnak tekinthetők a **tiszta oxigénes levegőztetéssel működő** berendezések is.

Az ilyen rendszerekben képződő iszap jó ülepezhetősége és a nem limitáló oxigénellátottság lehetővé teszi akár nagyobb 3-8 g/l iszapkoncentráció fenntartását is. A bevezetett oxigén jó kihasználása érdekében általában zárt, intenzíven kevert kaszkád reaktorokat alkalmaznak. Az általában költséges tiszta O<sub>2</sub> használatán kívül hátránya az ebből eredő fokozott korrózió, ill. illó szervesanyagok miatt fellépő robbanásveszély, továbbá, hogy - mivel a képződő CO<sub>2</sub> kihajtása nem történik meg - könnyen válik savassá a közeg. A tiszta oxigén használatából eredő esetleges előnyök (jobb iszapülepedés, kisebb energiaigény) általában nem indokolják megfelelőképpen azt az alternatívát.

További alternatívák, ill. módosításnak tekinthetők az - elsősorban jobb iszapállapotot segítő - aktívszén vagy talkumpor, agyag, kaolin, zeolit adagolás. Ezek a finom inert porok az iszappelyhekbe épülve növelik azok súlyát, ülepedési sebességét. Rendszeres alkalmazásuk a folyamatos vegyszeradagolás költsége miatt

ritka, hasznosak lehetnek viszont átmeneti túlterhelés, ill. iszapüledési problémák (fonalásodás) leküzdésére.

Az eleveniszapos rendszerek egyik legfőbb alternatívája lehet még a biofilmes reaktorok alkalmazása, ezeket azonban egy külön fejezetben tárgyaljuk.

### **Mikrobiológiai eredetű problémák és kezelésük**

Egy jól tervezett biológiai szennyvíztisztító berendezés a kívánatos mikróbatípusok elszaporodását segíti elő. Modern berendezésekben ez a tápanyag - (N, P) eltávolító szervezetek elszaporítását és a technológiai problémákat okozó mikrobák visszaszorítását jelenti. Az eleveniszapos szennyvíztisztítási technológia az iszap ülepítéssel történő elválasztásán alapul. Károsnak tekintjük azokat a folyamatokat, melyek az iszap ülepíthetőségét rontják, elválasztását megnehezítik, ill. egyéb nemkívánatos folyamatokat váltanak ki (pl. intenzív habzást okoznak a levegőztető medencében).

Megjelenésüket tekintve az eleveniszapban két fő mikroba alakzatot különböztetünk meg: "pehelyképző", rendszerint alakatlan telepeket képző- és a "fonalas" hosszú fonalszerű képződményeken szerveződő szervezeteket.

Jól ülepedő iszapban rendszerint a pehelyképzők dominálnak, de megtalálhatók a fonalas szervezetek is, melyek a pelyheket átszőve stabilizálják azokat. Gondot leggyakrabban a fonalas szervezetek túlburjánzása okoz. A fonalas iszap kusza, "szőrös" nem jól meghatározható határvonalú pelyhekből áll, melyek gyakorlatilag nem, vagy csak nagyon lassan ülepednek.

Hangsúlyozva, hogy a fonalas szervezetek elszaporodása gyakran nehezen követhető nyomon és így nehezen magyarázható meg, az ok legtöbbször a fonalas és a pehelyképző szervezetek eltérő kinetikai vízelvezetésében kereshető. Maximális növekedési sebességüket tekintve a pehelyképzők vannak előnyben, kis szubsztrát (oxigén, N, P stb.) koncentrációkról azonban - nagyobb fajlagos felületüknek köszönhetően - a fonalas szervezetek növekedése válik viszonylag gyorsabbá. (xx9. ábra)

*hiányzik*

#### ***xx9. ábra A fonalas és a többi baktérium növekedési sebességének eltérése***

Fonalas szervezetek megjelenését okozhatja ezen kívül berothadt, szulfidos szennyvíz, ill. fonalas gombák jelenhetnek meg alacsony pH mellett.



A tt5. táblázat a fonalásodást kiváltó fő okokat, ill. az adott esetben jellegzetesen előforduló szervezeteket foglalja össze.

**tt5. táblázat: Domináns fonalas szervezetek és fonalásodást kiváltó okok**

Fonalsodás valószínű oka	Jellegzetes fonalas szervezet
Alacsony oldott oxigénszint	<i>S. natans</i> , 1701 típus, <i>H. hydrossis</i>
Alacsony terhelés ( $B_x$ )	<i>M. parvicella</i> , <i>H. hydrossisi</i> , <i>Nocardia</i> sp. típusok: 021N, 0041, 0675, 0092, 0581, 0961, 0803
Berohadt szennyvíz, szulfid	<i>Thiothrix</i> sp., <i>Bergiaota</i> és 021N típus
Tápanyag (N, P) hiány	<i>Thiorix</i> sp., <i>S. natans</i> 021N típus, <i>H. hydrossis</i> , 0041 és 0675 típusok
Alacsony pH	gombák

A fonalas szervezetek megjelenését elsősorban a rendszer megfelelő méretezésével, ill. kialakításával lehet elkerülni, megelőzni. Kerülni kell tehát, hogy a kiváltó okok (alacsony oldott oxigénszint, alacsony szubsztrát, ill. egyéb tápelem koncentráció) rendszeresen, ill. a berendezés egészében fennálljanak. Amennyiben ez valamiért nehezen biztosítható (pl. nitrifikáláshoz kis iszapterhelés, azaz kis szubsztrát koncentráció szükséges), olyan tereket célszerű kialakítani, ahol egyértelmű a pehelyképző szervezetek előnye. Ez utóbbi kutatást gyakran ún. szelektív medencék segítségével érik el. Ezeknek három típusát különböztetjük meg:

**Aerob reaktor** medence gyakorlatilag nem más, mint a levegőztető medence elé kapcsolt kis térfogatú nagyterhelésű fokozat. Itt a nagy szubsztrát/mikróba arány egyértelműen a "pehelyképzők" szaporodását segíti.

A következő két típus alapvetően az a tény használja ki, hogy a fonalas szervezetek szinte kizárólag obligát aerob életmódúak, azok oxigén teljes hiányában nem szaporodnak.

Az **anaerob szelektor** medencét szintén a levegőztető tér elé kapcsolják. Itt a recikkuláltatott iszap és a nyers szennyvíz találkozásával kialakuló anaerob viszonyok kimondottan "károsak" a fonalások számára. Az ilyen kialakítás előnye egyszerűsége (csupán egy 5-25 perc tartózkodási idejű kevert medencét igényel).

Az **anoxikus szelektor** gyakorlatilag nem más mint egy kis elődenitrifikáló reaktor (HRT 5-25 perc) (bővebben lásd előbb, a N eltávolítás c. fejezetben). Előnye, hogy a

denitrifikáló hatás révén csökkenti az oxigén felhasználást, amely különösen a nagy oxigén igényel jellemezhető nagyterhelésű első fokozatban fontos. Fő hátránya, hogy az anoxikus (oxigénmentes, de  $\text{NO}_3^-$  jelenlétét megkívánó) viszonyok fenntartása csak nitrifikáló rendszerben lehetséges, ahol a nitrátos víz recirkuláltatásáról külön recirkulációs ág üzemeltetésével kell gondoskodni. A rendszer nem megfelelő szabályozása esetén a szelektor medencében kialakuló alacsony oldott oxigénszint (nem anoxikus körülmények) éppen a fonalas szervezetek elszaporodását segítheti.

N, ill. P szegény nyomelemhiányos vagy alacsony pH-jú szennyvizek esetén (még, ha ezek esetleg csak az év bizonyos időszakában állnak is fent) célszerű tápelem, ill. semlegesítőszert adagolásról gondoskodni. Egyes esetekben sikeresnek találták fonalásodásra hajlamos rendszereken 0,5-1 mg/l kationaktív polielektrolit adagolását is az iszapülepedés javítására. Hasonló célt szolgálhat esetleg bizonyos pelyhesedést, ülepedést javító anyagok (pl. talkumpor) adagolása is.

Már kialakult fonalásodás esetén gyakran javasolják az iszap klórozását (5-13 g  $\text{Cl}_2$ / mgSSd). A klórozás épp a nagy fajlagos felületük miatt - ugyanis elsősorban a fonalas szervezeteket károsítja. Klór bevezetésére a legcélszerűbb pont a recirkulációs iszapáram, de nagy hidraulikus tarózkodási idővel jellemezhető rendszereknél szükség lehet a levegőztető medencébe történő klór bevezetésre is. Klór használata esetén - tekintve, hogy a nitrifikálók is érzékenyek a klórra - számolni kell a nitrifikáció visszaesésével is.

A fonalásodásnál sokkal ritkábban okoz gondot az ún. **túhegy (pin point) flokkuláció**. Az ilyen iszapban gyakorlatilag nem találni nagyobb pelyheket, azok kicsi (túhegynyí) darabkákra esnek szét, teljesen hiányoznak pelyheket is stabilizáló fonalak. Bár az üleptethetőséget jellemző iszapindex a jól ülepedő iszapokhoz hasonlóan alacsony, az iszap egy része egyáltalán nem ülepszik, az elfolyó víz zavaros. A probléma leküzdésére a fonalásodás elleni beavatkozások ellentétére, azaz a fonalas szervezetek (nem túlzott) elszaporítására van szükség.

Bár sok fonalas szervezet elszaporodása következtében is előállhat bizonyos mértékű **habzás** a levegőztető medencében (az iszapülepedési problémán túl) az időnként tapasztalható sötét, viszkózus vastag habréteg elsősorban bizonyos extracelluláris anyagok termelődésének tudható be. Az ilyen habzást leggyakrabban a - szintén fonalas - *Nocardia* baktériumok okozzák. Elszaporodásuk leggyakrabban nagy iszaptartózkodási idő esetén fordul elő, de kedvező számunkra az alacsony befolyó BOI koncentráció és a zsír is.

A fonalas szervezeteknél általában alkalmazott módszereken kívül a *Nocardia* hab klóros-vizes permetezése, ill. lefölközése is számba veendő ilyen esetekben. Gyakran okoz ilyenkor gondot, ha a levegőztető medencéből az elvétel nem & bukóró a

felszínről történik, s így a hab nem jut át az utóülepítőbe, ahol annak lefölezése általában viszonylag egyszerűen megoldható. (A lefölezött hab természetesen nem kerülhet a recirkuláltatott iszapáramba.)

Összefoglalva a mikrobiális eredetű iszap problémákat elsősorban a megfelelő rendszerkialakítással kerülhetjük el. A fonalásodás megelőzésében, korai felismerésében, ill. leküzdésében a megfelelő rendszerkialakítással kerülhetjük el. A fonalásodás megelőzésében sokat segít a berendezések jó műszerezettsége, az oxigén-, iszap-, befolyó szennyvíz koncentrációk stb. minél pontosabb és folyamatosabb ismerete csakúgy mint a flexibilisen változtatható üzemeltetési paramétereket lehetővé tevő kialakítás.

### **Biológiai tápanyag eltávolítás**

A 70-es évektől kezdődően biológiai szennyvíztisztítás fejlődése, a környezetvédelmi követelmények szigorodása és egy véletlen felfedezés együttesen vezettek oda, hogy ma már számos technológiai megoldás áll rendelkezésünkre a szervesanyag eltávolítás mellett a vizek & entrofizációjáért felelős nitrogén és foszfor vegyületek eltávolítására.

A szennyvizek **N tartalmának eltávolítása** ugyan elvileg kémiai úton is lehetséges, összetett szennyvizek esetén azonban a gyakorlatban egyedül a biológiai módszer használatos. A szennyvíz N tartalmának eltávolítása három lépésből áll:

- ammonitrifikáció: a különböző formában (rendszerint fehérje, karbamid stb.) kötött N ammónium ionná alakítása,
- nitrifikáció: nitrát képzés ammónium ionból,
- denitrifikáció: nitrogén gáz képzése nitrátból.

A nitrogén eltávolítás technológiája jól ismert, a tervező az adott feladat függvényében egy sor (részben szabadalom által védett) megoldás közül választhat. A biológiai kezeléssel esetleg azt az elfolyó lebegőanyagot tovább csökkentő homokszívással kiegészítve, jól méretezett és üzemeltetett berendezésekkel akár az Európai Közösség szabványa szerinti igen szigorú 10 mgN/l össznitrogén koncentrációjú elfolyó vízminőség is tartható. (össznitrogén:  $\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N} + \text{TKN}$ )

**Foszfor eltávolítására** jól kidolgozott és biztonságosan üzemeltethető, kémiai kicsapódáson alapuló ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ) módszereket is ismerünk, a biológiai P eltávolítás ezek számos előnnyel rendelkező alternatívájaként merül fel. Átlagos kommunális szennyvíz esetén kémiai módszerekkel 0,5-2 mg P/l, míg biológiai

eljárásokkal 1-3 mg P/l elfolyó koncentráció érhető el. Tekintettel a kémiai kicsapítás hátrányaira (nagy vegyszerköltség, 35-50%-kal növelt iszapkezelés) és a biológiai eltávolításban rejlő bizonyos fokú bizonytalanságra (pl. változó szennyvízösszetétel) gyakori a két módszer együttes alkalmazása, ahol a vegyszeradagolás csak mint kiegészítő, ill. biztonsági tartalék megoldás jön számításba. A helyenként megkövetelt (pl. Balaton) 1 mg P/l alatti elfolyó koncentráció azonban még a két eljárás együttes alkalmazása esetén is csak igen kifinomult üzemirányítás mellett érhető el.

A **biológiai N és P eltávolítás** egyszerre is megvalósítható. A két folyamatot kombináló eljárások jelentős része szabadalmaztatott, tervezésük, méretezésük és sikeres üzemeltetésük komoly szakértelmet kíván. Szélesebb körű elterjedésük azonban már a 80-as években megkezdődött, várható, hogy a N és P eltávolítása távolabbi jövőben a szennyvíztisztítás alapkövetelményei közé tartunk majd.

### **Biológiai P eltávolítás**

A P biológiai eltávolítások alapja, hogy az eleveniszap sejtjei a szükséges foszfort a környezetükből veszik fel. A sejtszaporulat, a fölösiszap eltávolításakor így ezt, a sejtekben tárolt foszformennyiséget is kivonjuk a rendszerből. Tekintve, hogy egy átlagos sejt foszfortartalma 18-22 g P/kg VSS, ezzel kommunális szennyvíz esetén csupán 2-3 mg P/l távolítható el. (A kommunális szennyvíz p tartalma 6-10 mg/l).

Az ennél nagyobb mérvű P eltávolítás lehetőségére egy gyakori levegőztetés leállással küzdő dél-afrikai szennyvíztisztító telep vizsgálata hívta fel először a kutatók figyelmét. A levegőztetett periódusban a vártnál jóval kisebb, még a nem levegőztetettben nagyobb elfolyó P koncentrációt mérték. A P eltávolítás alapja ma is ez, azaz az anaerob és aerob körülmények ciklikus változtatása, ahol bizonyos foszfor-akkumulálásra képes sejtek feldúsulnak. Az ilyen iszap foszfortartalma már a 50-80 g P/kg VSS, ami átlagos kommunális szennyvíz esetén elegendő az elfolyó P tartalom 1-3 g P/l-re való csökkentéséhez.

A P-akkumulálók olyan szervezetek, melyek aerob körülmények között nagyenergiájú foszfát kötések tartalmazó polifoszfát "energiaraktárakat" hoznak létre. Anaerob körülmények közé kerülve ezen "akkumulátorok kisütésével" jutnak energiához, melyet jól bontható, energiadús illósavak (ecetsav, propionsav, vajsav) felvételére fordítanak. Ezeket a szerves molekulákat pedig poli- $\beta$ -hidroxi-butirát formájában ismét elraktározzák. (Alapvetően aerob szervezetek lévén, oxigén hiányában lebontani nem tudják.) Ismét aerob környezetbe kerülve gyorsan lebontják a raktározott illósavakat és az így nyert energiából - mivel szaporodnak is - az előzőnél több foszforral töltik föl az "akkumulátorokat". A ciklust sokszor ismételve az ilyen sejtek feldúsulnak az iszapban, hiszen a többi aerob szervezethez képest

előnyben vannak. Még egy átlagos aerob heterotróf szervezet az anaerob fázisban "feléledést" követően a táplálék felvételével kezeli, addig a P felvétele következtében - a legalacsonyabb a foszforkoncentráció.

A P akkumuláló szervezetek egyik jellegzetes képviselőjének az & baktériumokat tartják, bár nyilvánvalóan más baktériumok is képesek hasonló P felhalmozásra. A pontos mikrobiális reakciós utak még nem tisztázottak. Az anaerob fázisban történő P felszabadításánál 2 mg acetát KOI/mg P aránnyal lehet számolni, ill. kommunális szennyvíz esetén 3-4 mg P/100 mg BOI foszfor távolítható el.

Fontos kiemelni, hogy amennyiben az anaerob fázisba oxigén ill. nitrát kerül, a P akkumulálók fent részletezett előnye elvész, más szervezetek szaporodnak el, a biológiai P eltávolítás hatékonysága csökken. Az esetleg bejutó oxigén ill. nitrát hatásának csökkentésére és mivel az anaerob fázisban a P leadás, ill. az illósav felvétel elsőrendű reakciók, célszerű az anaerob fázist kaszkád rendszerűen kialakítani. Amennyiben erre szükség ill. mód van, a P leadás (s így a későbbi p felvétel) növelhető illósavak (pl. ecetsav) adagolásával. Egyes kutatók szerint a P eltávolítás számára kedvezőbb az viszonylag alacsony víz hőmérséklet.

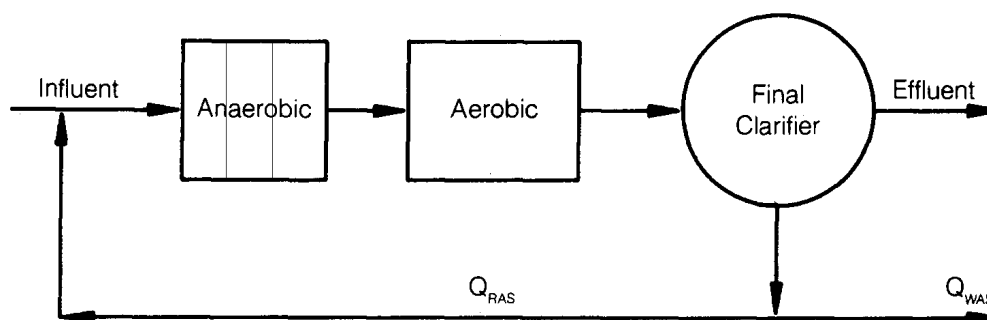
## P eltávolító eljárások

### Főáramú eljárások

#### A/O

A/O eljárás az egyik legegyszerűbb biológiai P eltávolító technológia. Az eljárás gyakorlatilag a fent leírt módszert követő legegyszerűbb kialakítás (ld. xx10. ábra)

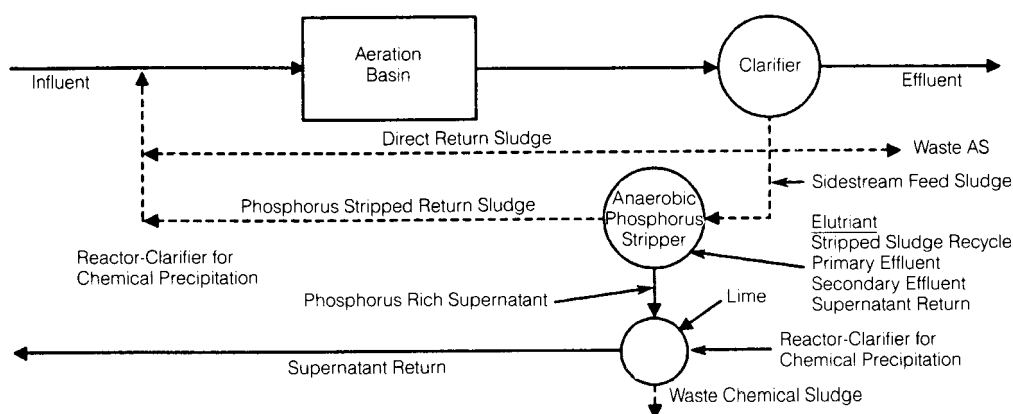
Az A/O technológia jellegzetessége, hogy mivel az anaerob mivel az aerob medencéket kaszkád rendszerben alakítják ki (azaz azonos méretű, sorba kapcsolt teljesen kevert reaktorokból állnak.) A jó hatásfokú P eltávolítás feltétele, hogy az aerob záróban ne történjen nitrifikáció. A képződött - és az iszaprecirkulációval visszajuttatott - nitrát ugyanis meggátolja az anaerob viszonyok kialakulását az első medencében. (Az eljárás továbbfejlesztett változata A<sup>2</sup>/O néven már a N eltávolítást is magába foglalja. (lásd. xx. fejezet)



*xx10. ábra Az A/O eljárás vázlata*

#### PhoStrip

A PhoStrip eljárás a biológiai P eltávolítást kémiai módszerekkel egészíti ki. Az eljárás lényege, hogy az utóülepítőből recirkuláltatott iszap egy részét anaerob viszonyok közé juttatják, ahol megtörténik a P leadása. Az itt leadott foszfort az iszap közül "kimosva" (stripping) a vízből azt végül vegyszerrel választják le. A foszformentesített iszapot pedig visszavezetik a levegőztetett medencébe (xx11. ábra).



**xx11. ábra A PhosStrip eljárás vázlatja**

A P eltávolítás alapja itt is az anaerob-aerob környezet váltakozása és a P akkumuláló sejtek elszaporítása mint a többi eljárásnál. Az alapvető különbség, hogy itt főléiszappal elvehető meghaladó mennyiségű P távolítható el, hiszen egy további P kivonási lépést is beiktattak. A sztrippelés során anaerob körülmények között - és további jól bontható szénforrást: nyers v. előülepített szennyvizet is a reaktorba vezetve megtörténik a P leadása. Az iszapot kiülepítve a P jelentős része a & felülülúszóval elvehető. Még a & felülülúszó a P leválasztását kémiai kicsapással végzik, a sztrippelt iszapot visszavezetik a levegőztetett medencébe, ill. recirkuláltatják (50-100%) és új ülepített iszappal keverve ismét sztrippelik. Az iszap tartózkodási ideje a sztrippelőben 12-14 óra, a sztrippelőbe vezetett recirkulációs iszapáram a befolyó víz 16,15 %-a. A kémiai-biológiai eljárás párosításának előnye, hogy a P eltávolítás hatásfoka kevésbé érzékeny a befolyó BOI koncentráció változására, ill. hogy elérhető 0,5g P/m<sup>3</sup> elfolyó koncentráció is.

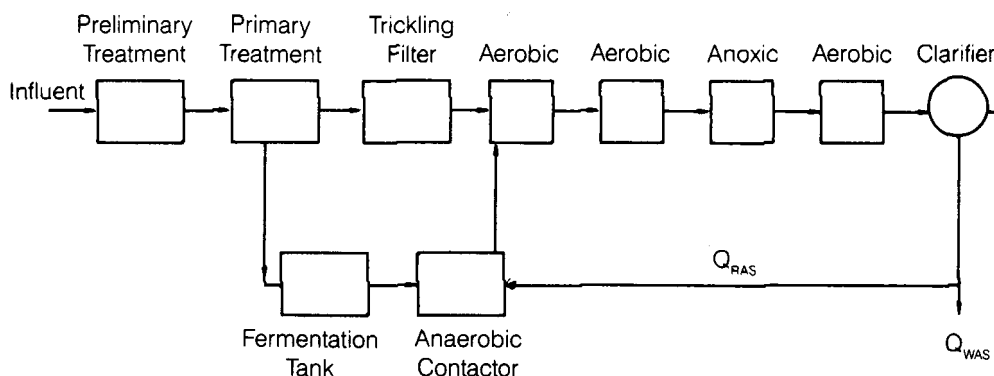
### **Mellékáramú eljárások**

A P eltávolítás anaerob szakaszában végeredményben két folyamat megy végbe: nagyobb molekulákból illószeres savak képzése és ezek felvétele a P akkumuláló sejtekbe. Az ún. mellékáramú eljárásokban azt a két lépést elválasztják egymástól.

### **OWASA eljárás**

A mellékáramú technológiák példaként az USA beli & Orage Water and Sewer Authority által kifejlesztett - egy korábbi telep módosításaként létrehozott - eljárást mutatjuk be. Itt az előülepítőből származó nyersiszapot anaerob rothasztóba vezetik. A rothasztóból (lényegében anaerob savanyító reaktor) a nyersiszapot tovább kezelik,

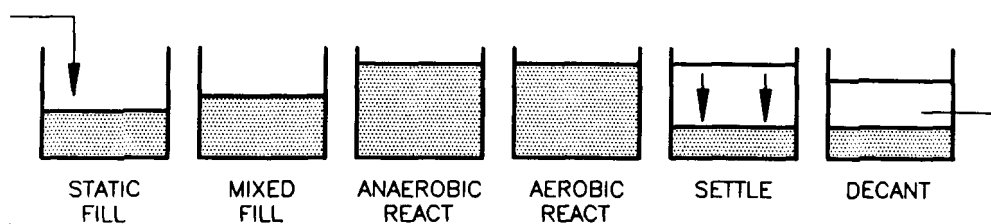
míg az ülepités után maradó, illósavakban gazdag & felül anaerob reaktorban a recirkuláltatott eleveniszappal érintkeztetik. Ezzel az eljárással mivel a P leadást meghatározó illósavak mennyisége közel független a befolyó szennyvíz szervesanyagtartalmától - stabil biológiai P eltávolítás valósítható meg. Az eljárás jó hatásfokát a rothasztással termelt illósavak mennyisége határozza meg (ld. xx12. ábra)



**xx12. ábra Az OWASA eljárás**

### SBR reaktor

A levegőztetett, ill. nem levegőztetett ciklusok megfelelő változtatásával rátáplálásos tartályreaktorban is megoldható a biológiai P eltávolítás. a megfelelő üzemciklusokat a xx13. ábra mutatja be.



**xx13. ábra SBR reaktor P és szervesanyag eltávolításra**

Megfelelő szervesanyag/P arány esetén, a ciklusidők beállításával üzemi méretben is elérhető az 1 mg P/l alatti elfolyó koncentráció. (Természetesen az SBR reaktorok alkalmazásának korlátaira említettek itt is igazak, az ilyen rendszerek jellegzetesen kis mennyiségű és periodikusan keletkező szennyvíz esetén használatosak.)



## **Kiegészítő vegyszeres kezelés**

A biológiai P eltávolítás - lényegéből fakadóan - mind üzembiztonság, mind elfolyó P koncentráció tekintetében elmarad a vegyszeres P kicsapással elérhetőtől. A megbízható üzemmenet érdekében - különösen ott, ahol az elfolyó P koncentrációra igen szigorú határértékek érvényesek (pl. Balaton) - ezért érdemes kiegészítő vegyszeradagolás lehetőségéről is gondoskodni. Így általában kis beruházási költséggel jelentősen növelhető a rendszer üzembiztonsága.

Olyan esetekben, ahol a P eltávolítás hatékonyságát az anaerob medencében rendelkezésre álló illósavak mennyisége limitálja, lehetőség van jól bontható szervesanyag (pl. acetát) adagolására. A biológiai P eltávolítás kiegészítéseként azonban az esetek túlnyomó többségében vas(II.), só (esetleg alumínium só vagy mészhidrát) adagolást alkalmazunk.

A vegyszeradagolás jellegzetesen az utóülepítő előtt történik, de adható a levegőztető medencébe vagy esetleg az utóülepítőt követően, szűrés előtt (amennyiben szűrés is történik.) A levegőztető medence előtt (anaerob v. anoxikus terekben) történő vegyszeradagolás kerülendő.

## **Nitrogén eltávolítás**

Amit azt már a tápanyageltávolítás bemutatásakor bemutattuk lépései az ammonifikáció, nitrifikáció és denitrifikáció.

Az ammonifikáció, azaz a szennyvíz (fehérjékből, karbamidból stb. származó) nitrogén tartalmának ammónium formában történő átalakítása a szerves vegyületek lebontásával együtt megtörténik. Heterotróf szervezetek jelenlétében (azaz biológiai szennyvíztisztítás esetén gyakorlatilag mindig) ez a folyamat általában gyorsan, akadálytalanul megy végbe. Bizonyos, jellegzetesen inkább ipari szennyvizekben előforduló vegyületek esetén (pl. orto-fenilén-diamin) ez a folyamat csak igen lassan, vagy nem megy végbe, az ilyen nitrogén biológiai úton nem távolítható el. (A példaként említett orto-fenilén-diamin mindezek mellett reverzibilisen blokkolja a nitrifikálókat is, jelenlétében az ammónium nitrifikációja sem történik meg.)

A nitrogén eltávolítás második lépését jelentő nitrifikációt már a korábban fejezetben részletesen tárgyaltuk, ezért itt csak (emlékeztetőül és a denitrifikációval való összevetés érdekében) az ammónium nitráttá alakításának legfontosabb feltételeit soroljuk fel: aerob viszonyok, kis szervesanyag terhelés, nagy iszaptartózkodási idő.

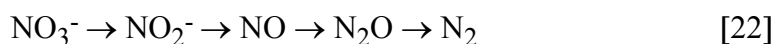
A harmadik lépés a nitrogén valódi eltávolítása, a nitrátból  $N_2$  gáz képzése, a denitrifikáció.

## Denitrifikáció

Denitrifikációnak a nitrát disszimilatív - azaz energiatermelés érdekében - történő redukcióját nevezzük. Ennek során a nitrát nitrogénje lép az oxigén helyébe és válik terminális elektronakceptorrá. A folyamat csak néhány enzim működésében különbözik az oxigénnel történő légzéstől, ezért gyakran **nevezzük nitrátlézésnek** is. Elektron donoroként ("elégethető energiaforrásként") szerves és - bizonyos autótrof denitrifikálók esetén - néhány szervetlen vegyület is szolgálhat. Mivel szennyvíztisztítás esetén gyakorlatilag kizárólag heterótróf, azaz szervesanyagot felhasználó denitrifikáció fordul elő, a továbbiakban csak ezzel foglalkozunk.

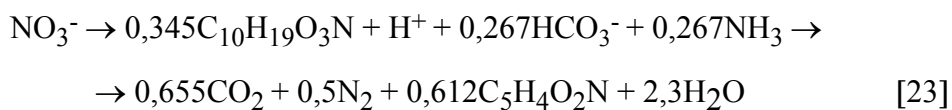
(A nitrát különböző fokú redukálására a legtöbb heterótróf szervezet képes, ilyen folyamat az asszimilatív redukció is, amikor a sejtépítéshez szükséges nitrogént nitrát formájában veszik fel a sejtek. Asszimilatív nitrát redukció azonban csak akkor megy végbe, ha a nitrogén ammóniumként nem áll rendelkezésre. Az asszimilatív nitrát redukció nem denitrifikáció)

A nitrát redukciója a sejten belül több köztitermék képződésén át vezet nitrogén gázig:



Bizonyos szervezetek a fenti reakcióút egy részét képesek csak véghezvinni ezért denitrifikálóknak szigorúan véve csak azokat a baktériumokat nevezzük, melyek megfelelő körülmények között (pH, hőmérséklet, szervesanyag) nitrogén gáz végtermékkig végzik a redukciót.

A denitrifikáció összesített reakció egyenletét általános kommunális szennyvíz szervesanyag és  $\text{NH}_4^+$  mint nitrogénforrás esetére az alábbi egyenlettel adhatjuk meg:



Denitrifikációra általában az eleveniszap mikroorganizmusainak kb. 2/3-a képes, a folyamat végbemenetelének feltétele azonban az oldott oxigén hiánya. Az oxigénnel történő légzés ugyanis - azonos elektrontranszportra számítva több energiát eredményez, ezért a denitrifikációval szemben preferált folyamat. (A teljesen más biokémiai lebontási folyamatokkal járó oxigén és nitrátmentes körülményektől való megkülönböztetés érdekében az oldott oxigén mentes, de nitrát tartalmú közeget anoxikusnak nevezzük.)

Mérnöki szempontból a denitrifikáció eredményét ill. feltételeit alábbiakban foglaljuk össze:

- A denitrifikáció feltétele az oldott oxigén hiánya (anoxia) és bontható szervesanyag jelenléte.
- A nitrát redukciója nitrogén gázzá történik.
- A denitrifikálók a nitrogént (ha van) ammónia formájában asszimilálják.
- 1 mg  $\text{NO}_3\text{-N}$  redukciója 2,68 mg  $\text{O}_2$  felhasználásával egyenértékű. Ezzel a nitrifikáció során felhasznált oxigén 2/3-át "visszanyerjük" szervesanyag eltávolítás céljára.
- A denitrifikálás során 3 mg  $\text{CaCO}_3 / \text{NO}_3^- \text{-N}$  alkalitás növekedés történik.
- A denitrifikáció elvi sejt hozama 0,4 mg VSS/mg KOI.

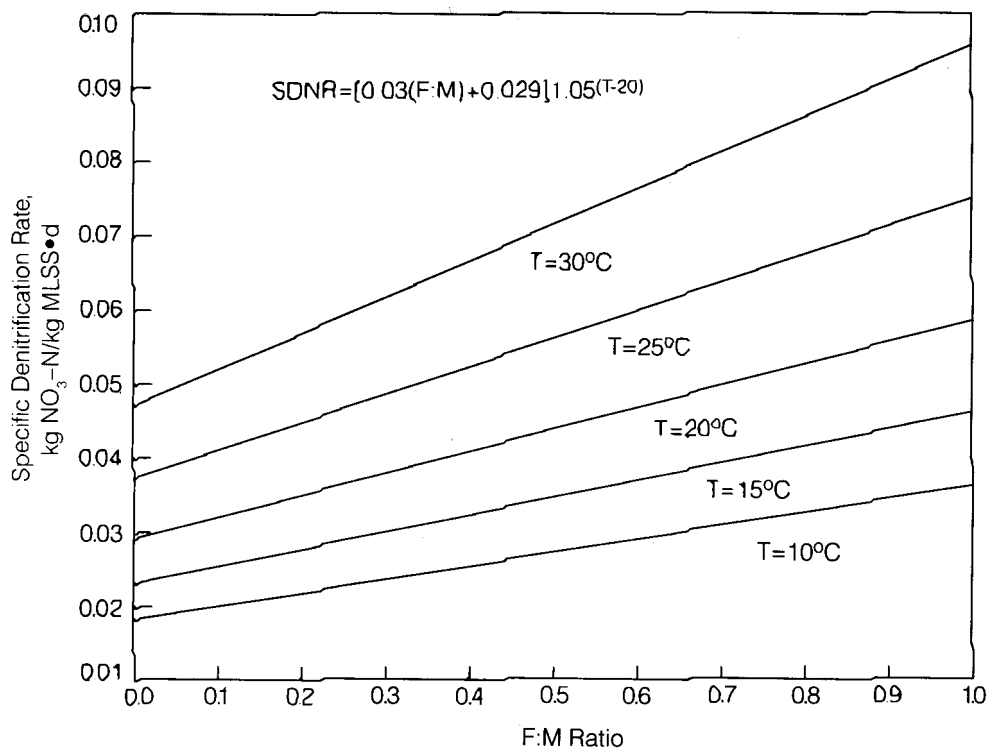
A szennyvíztisztításban a denitrifikáció szén-(szervesanyag) forrása lehet.

- a befolyó szennyvíz szervesanyag tartalma,
- a sejtek (endogén) szervesanyag tartalma,
- külső szénforrás (pl. metanol).

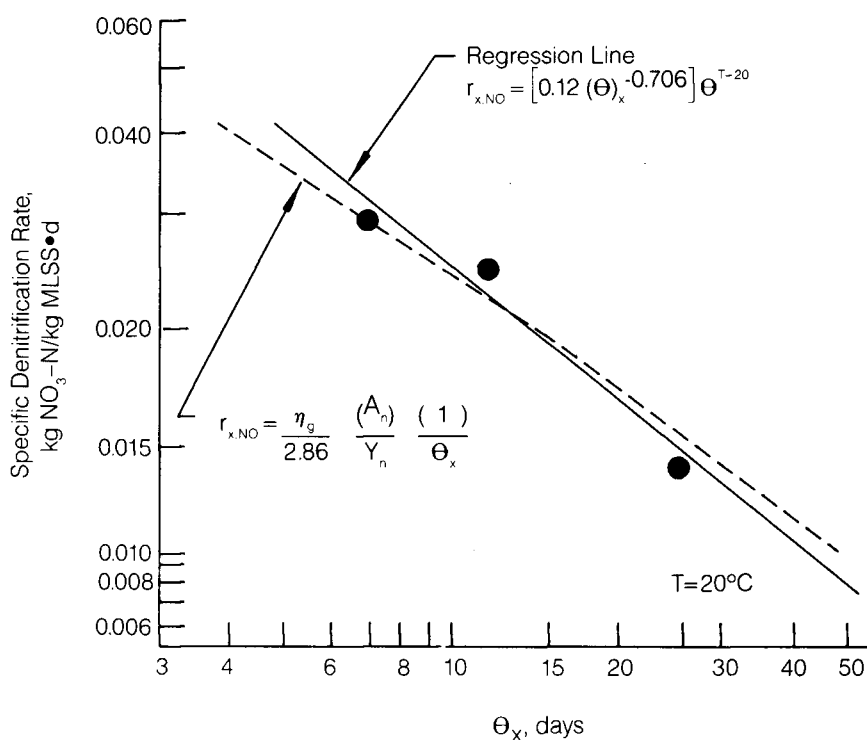
Amennyiben az egyéb környezeti tényezők megfelelőek (pH, hőmérséklet, anoxia, nitrát) a denitrifikálás sebességét a rendelkezésre álló szénforrás típusa, mennyisége és bonthatósága határozza meg. A gyakorlatban ezért ez a fő sebesség-meghatározó körülmény.

A denitrifikálás legkisebb sebességgel endogén módon zajlik, ebben az esetben ugyanis szerves tápanyag limitált a közeg. A szennyvíz szervesanyag tartalmát hasznosítva - annak összetételétől, bonthatóságától és a fajlagos terheléstől függően - közepes, általában 40-60 mg  $\text{NO}_3\text{-N/gVSSd}$  denitrifikáló aktivitással számolunk. Legnagyobb sebességgel igen gyorsan bontható, külső szénforrás (metanol, acetát, etanol) felhasználásával folyik a denitrifikáció. Ilyen esetben akár 100-500 mg  $\text{NO}_3^- \text{N/g VSSd}$  denitrifikációs alkalitás is elérhető.

A nitrát eltávolítás sebességének függését a szénforrás koncentrációtól empirikus formában a xx14. ábra ill. endogén szénforrás esetén a xx15. ábra adja meg.



**xx14. ábra Fajlagos denitrifikációs sebesség (oldott szervesanyag szubsztráttal)**



**xx15. ábra Fajlagos denitrifikációs sebesség (endogén esetben)**

Nitrát tekintetében a denitrifikálás közel nulladrendű, azaz a szennyvíztisztítási gyakorlat szempontjából független a nitrát koncentrációjától. Szennyvíz szénforrás és eleveniszap esetén a sebességi állandóra 0,03-0,06 mg NO<sub>3</sub>-N/mgVSSd körüli értékek tekinthetők reálisnak.

Anoxikus körülmények között a denitrifikálók növekedési sebessége - a folyamat kisebb energianyeresége miatt- némileg elmarad az aerob környezetben mérhetőktől, annak körülbelül 80% -a.

A denitrifikáció optimális pH tartománya 6,8-8,5 közötti. Az aktivitás pH függését az alábbi empirikus egyenlettel számítjuk:

$$\frac{\mu}{\mu_{\max}} = \frac{1}{1 + 10^{5,5-pH} + 10^{pH-9}} \quad [24]$$

ahol  $\mu_{\max}$  a pH = 7,25-nél mért maximum.

A denitrifikálás sebességét a hőmérséklet általában a heterotróf szervezetekre jellemző módon befolyásolja. Az aktivitás hőmérsékletfüggésének leírására használható empirikus összefüggés:

$$\mu_{\max} = \mu_{\max 20} \Theta^{(T-20)} \quad [25]$$

ahol  $\mu_{\max 20}$  a 20 °C -on mérhető növekedési sebesség 1/d

$\Theta$  a hőmérsékleti koefficiens ( $\Theta = 1,02-1,08$ )

T az aktuális hőmérséklet (°C)

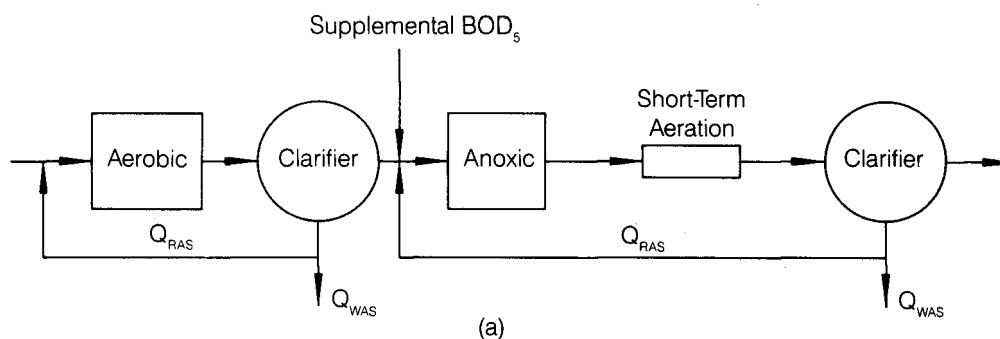
## A nitrogén eltávolítás eljárásai

A biológiai nitrogén eltávolítás meghatározó ellentmondása a két legfontosabb lépés - a nitrifikáció és denitrifikáció - számára biztosítandó eltérő környezeti feltételekben rejlik. Az autotróf nitrifikáló szervezetek működéséhez aerob körülmények és kis szervesanyag terhelés szükségesek. Az ezt követő denitrifikáció számára az anoxikus körülmények biztosításán túl azonban megfelelő szénforrásról is gondoskodni kell, hiszen a nitrifikációval párhuzamosan - a kis terhelés mellett - megtörténik a szervesanyagok csaknem teljes lebontása is. Az ellentmondás feloldására alapvetően három lehetőség kínálkozik:

1. A nitrifikációt követően a denitrifikáláshoz szükséges szénforrás mesterséges pótlása.
2. A nitrifikációt követően a sejtek saját (endogén) szervesanyag tartalmának felhasználása.
3. A szennyvíz saját szervesanyag tartalmának felhasználása a nitrifikált víz visszakeringetésével vagy folyamatos betáplálás mellett a két folyamat időbeli változásával.

**Külső szénforrás alkalmazása** - vegyszerköltség miatt- csak speciális esetekben rentábilis. (pl. eleve szénforráshiányos szennyvíz, nagy mennyiségben pl. melléktermékként rendelkezésre álló olcsó szénforrás)

Az eljárás tipikus vázlatát a xx16. ábra mutatja.

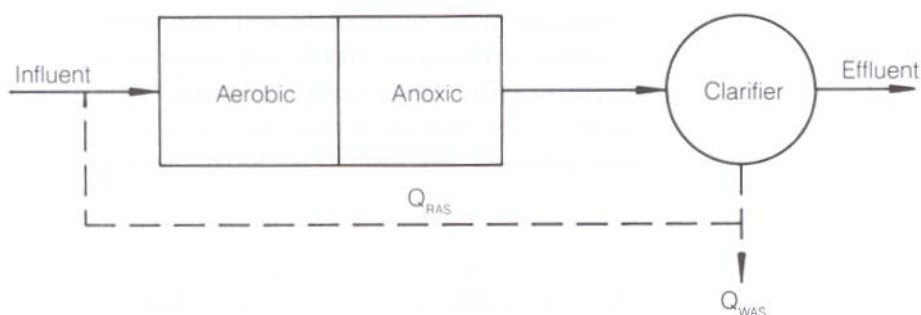


**xx16. ábra Denitrifikálás külső szénforrás alkalmazásával**

A szénforrást hagyományos szervesanyag eltávolítást és nitrifikálást magába foglaló levegőztető medence és utóülepítő után adagolják. A denitrifikációt egy teljesen különálló egységben oldják meg, külön eleveniszappal. A kevert anoxikus medencét követően egy a főlös szervesanyag eltávolítására és az utóülepítőben iszapfelúszást okozó denitrifikáció elkerülésére egy kis tartózkodási idejű aerob medencét is beiktatunk. Az eljárás egyik változata szerint a denitrifikációt biofilmes rendszerben oldják meg.

Külső szénforrásként leggyakrabban metanolt, etanolt, ecetsavat vagy cukorgyári melléktermékeket használnak. A szükséges szervesanyag mennyiséget denitrifikálás esetén a vegyszer C tartalmára szokás számítani. 1 kg  $\text{NO}_3^-$ -N eltávolításához, metanol, etanol, acetát ill. glukóz esetén rendre 1; 1,2; 1,2 ill. 1,4 kg C szükséges.

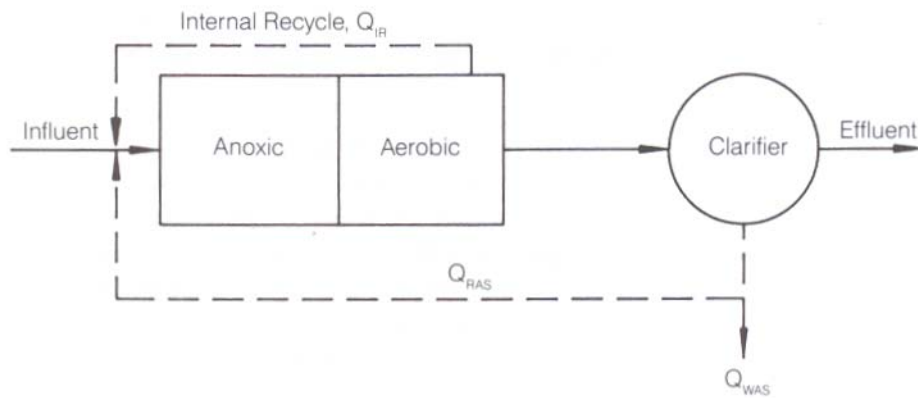
Az endogén denitrifikációra alapozott eljárás (az angol nyelvű irodalomban Wuhrmann eljárás) vázlatát a xx17. ábra mutatja be.



**xx17. ábra Endogén denitrifikáció (Wuhrmann eljárás)**

Ebben az esetben egyazon eleveniszap végzi a nitrifikálást és a denitrifikálást is. Amennyiben a nitrifikáció teljes (és következésképpen az aerob fázisban a szervesanyag gyakorlatilag teljes oxidációja is megtörténik) az anoxikus medencében csak endogén denitrifikáció folyik. A lassú és szénforrás tekintetében korlátozott nitrát redukció hatásfoka 29-89% között várható. A denitrifikáció elősegítésére - szénforrásnak biztosítására - fejlesztették ki az eljárás módosított változatát. Itt a befolyó szennyvíz bizonyos hányadát (pl. 15%-át) az aerob medence megkerülésével közvetlenül az anoxikus térbe vezetik. Ennél a megoldásnál természetesen a szennyvíz ammónia tartalmának arányos része nitrifikáció és így denitrifikáció nélkül jut az elfolyó tisztított vízbe.

A befolyó szennyvíz szervesanyag tartalmának legjobb kihasználását az elődenitrifikálás (módosított Ludzak-Ettinger eljárás) teszi lehetővé. Az eljárás kialakítást a xx18. ábra mutatja be.



**xx18. ábra Elődenitrifikálás**

Ebben a kialakításban a nitrát a részben a megszabott iszap-, nagyobb részében levegőztetett medencéből közvetlenül visszavezetett ("kiskörös") recirkulációval kerül az anoxikus térbe. Az eljárás előnye, hogy a friss jól bontható szervesanyagokat tartalmazó szennyvízzel a denitrifikáció intenzív és a nitrifikálás szempontjából előnyös, hogy a szervesanyag egy része már a megelőző lépésben elfogy. Hátránya, hogy a megfelelő eltávolítási hatások eléréséhez nagy recirkulációt szükséges biztosítani.

A maximálisan elérhető elvi hatásfokot ugyanis a rendszer anyagmérlegéből következően a recirkuláció mértéke szabja meg. A tt6. táblázat az összes (kis+nagykörös) recirkuláció függvényében elvileg elérhető maximális N eltávolítási hatásfokot adja meg.

**tt6. táblázat Az elődenitrifikáció maximális elvi hatásfoka**

recirkuláció (%)	100	200	300	400	900
elvi hatásfok (%)	50	66,7	75	80	90

Még a "nagykörös" iszaprecirkuláció a hagyományos rendszerekhez hasonlóan a befolyó szennyvíz 50-150%-a, addig a "kiskörös" recirkuláció jellegzetesen 300-400%.

Ennél nagyobb mértékű recirkuláció biztosítása szivattyúból nem gazdaságos. Az anoxikus aerob terek közötti nagyobb arányú recirkulációt körkörös áramlású, bécsi medence vagy Caroussel típusú medencék alkalmazásával lehet gazdaságosan biztosítani. (xx19. ábra)



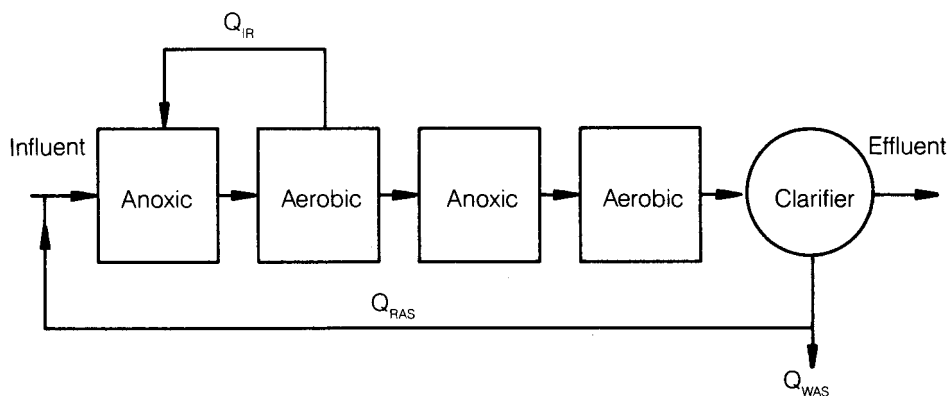
## *hiányzik*

### *xx19. ábra Nitrogén eltávolítás „Caroussel” és „Bécsi” medence kialakítás esetén*

A keverékkel, kis energia-felhasználással nagy recirkuláció mellett 80-95% nitrát eltávolítás is biztosítható. A medencékben 0,3 m/s-nál nagyobb áramlási sebesség fenntartása célszerű, ebben az esetben az iszap a nem levegőztetett anoxikus térben sem ülepszik ki. A Caroussel vagy bécsi medence kialakítás hátránya, hogy - éppen a nagy recirkuláció miatt - a belépő szennyvíz jelentősen felhígul, s így a denitrifikáció sebessége elmarad a két medence elődenitrifikációhoz képest. Gondot kell fordítani a befolyó szennyvíz jó eloszlására. Egy ponton történő bevezetésnél könnyen alakulhat ki a medence keresztmetszetében kevésbé keveredő csőszerű áramlás. További hátrány, hogy a nagymértékű recirkuláció miatt az aerob térrészben csak viszonylag alacsony oxigénkoncentráció engedhető meg ahhoz, hogy a megfelelő mértékű anoxikus tér is kialakulhasson, így a feltételek a nitrifikáció számára sem ideálisak. Erősen változó szennyvízterhelés esetén különösen nehéz az ilyen rendszerek megfelelő szabályozása.

Elődenitrifikálás esetén az összes medencetérfogatból az anoxikus térrész jellegzetesen 20-30 %-ot tesz ki, nagy recirkulációs aránynál ez az érték elérhet akár 50%-ot is.

Az elődenitrifikálás határfokának javítására fejlesztették ki a Bardenpho eljárást. A xx20. ábrán bemutatott technológia lényegében nem más mint az elődenitrifikáló rendszer kiegészítése egy további anoxikus és egy azt követő, fellevegőztető aerob medencével. Ebben a kiegészítő fokozatban endogén denitrifikáció teszi teljessé a nitrogén eltávolítását, mellyel így akár 2-4 mg/l elfolyó össznitrogén koncentráció is elérhető. A megfelelő nitrogén eltávolítás feltétele, hogy a befolyó KOI/TKN arány megadja a 12,5-et.

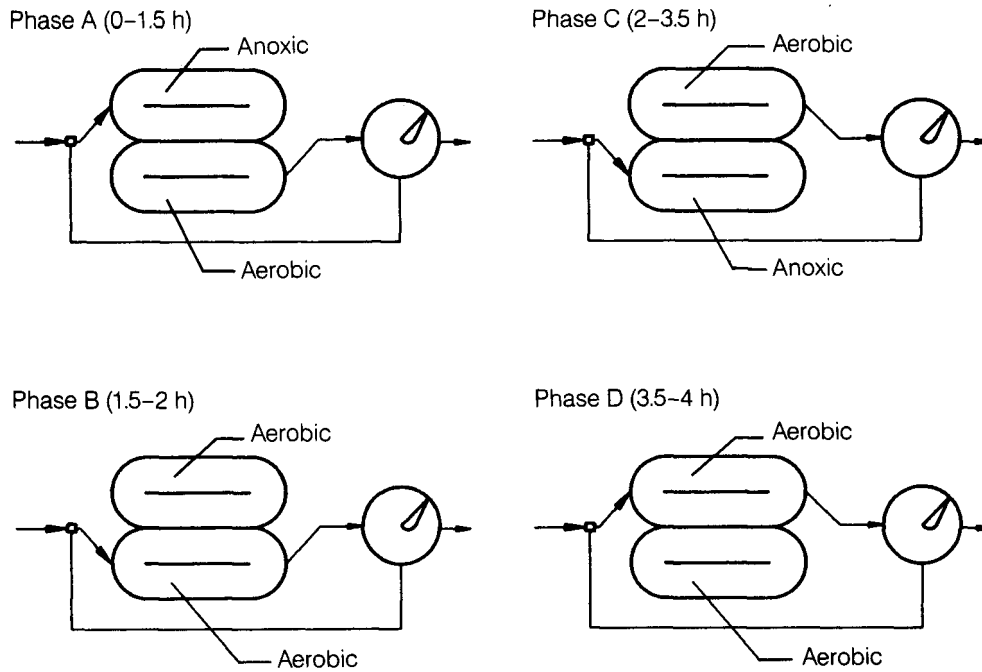


**xx20. ábra A Bardenpho eljárás**

Az ún. szimultán denitrifikáció (intermittent aeration) során az anoxikus - aerob terek elválasztása nem térben, hanem időben történik. A szennyvíz folyamatos betáplálása mellett egy kis terhelésű medencét felváltva levegőztetnek, ill. kevernek. Általában egy teljes ciklus ideje nem haladja meg az 1 órát, az egyes periódusok hosszát a terheléshez igazodva rugalmasan lehet állítani. Jellegzetes kommunális szennyvízterhelés esetén a levegőztetett ciklus hossza 35-45 perc (az anoxikusé 15-25 perc míg éjszaka, kisebb terhelésnél az arányok fordítottak.)

Az egyes periódusok hosszát a befolyó szennyvíz koncentrációja, hidraulikus tartózkodási ideje és a nitrifikáció, ill. denitrifikáció sebessége figyelembevételével úgy kell meghatározni, hogy a levegőztetett szakasz végén a növekvő nitrát, ill. az anoxikus szakaszban folyamatosan növekvő ammónia koncentrációk se lépjenek túl a kibocsátási határértéket. Jól beállított rendszerrel, kommunális szennyvíz esetén így elérhető a 2 mg/l alatti elfolyó  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ill. 40 mg/l alatti nitrát koncentráció is. Az eljárás hátránya, hogy a kiegyenlített működéshez nélkülözhetetlen a nagy hidraulikus tartózkodási idő, mely átlagos kommunális szennyvíz esetén is eléri az 1 napot.

A szimultán denitrifikációhoz elvében igen hasonló a két medence váltott levegőztetésével operáló (Bio-denitro) technológia. A működés egyes fázisait a xx21. ábra mutatja be.



**xx21. ábra Denitrifikáció két medence váltott levegőztetésével**

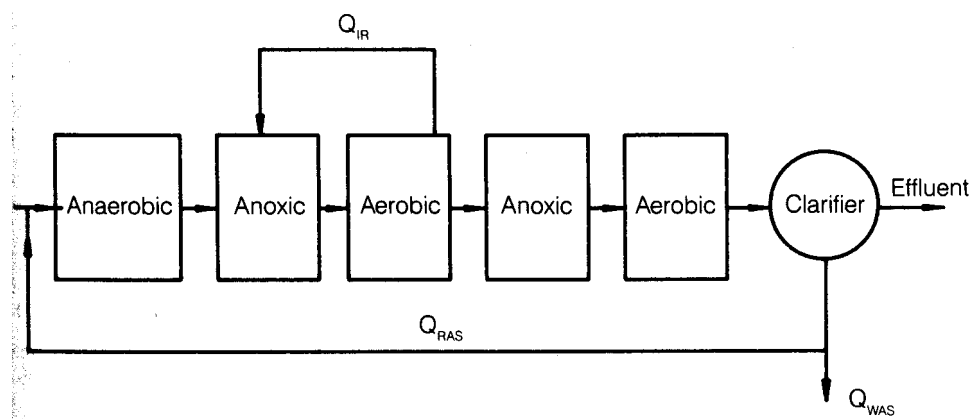
Kis telepek és változó terhelés esetén igen jól alkalmazható nitrogén eltávolításra a rátáplálásos tartályreaktor (SBR). Alkalmazásához csupán egy kevert, nem levegőztetett (anoxikus) periódus beiktatása szükséges a nitrifikációt is biztosító hosszúságú aerob szakasz, ill. megfelelően kis fajlagos terhelés mellett. Az aerob-anoxikus periódusok megfelelő megválasztásával igen flexibilis üzemeltetést tesz lehetővé, szabályozása sokban hasonlít a szimultán denitrifikáláshoz.

### **Kombinált foszfor és nitrogén eltávolítás**

Szennyvíztisztító telepben, ahol követelmény a foszfor eltávolítás, szinte kivétel nélkül előírás a nitrogén eltávolítás is. A fent ismertetett biológiai foszfor eltávolítási technológiákat ezért legtöbb esetben nitrogén eltávolítással kiegészített változatokban alkalmazzák.

A kiegészítés - a leggyakrabban alkalmazott eljárások esetén - valójában az elődenitrifikáló rendszer kiegészítését jelenti az anoxikust megelőző anaerob medencével.

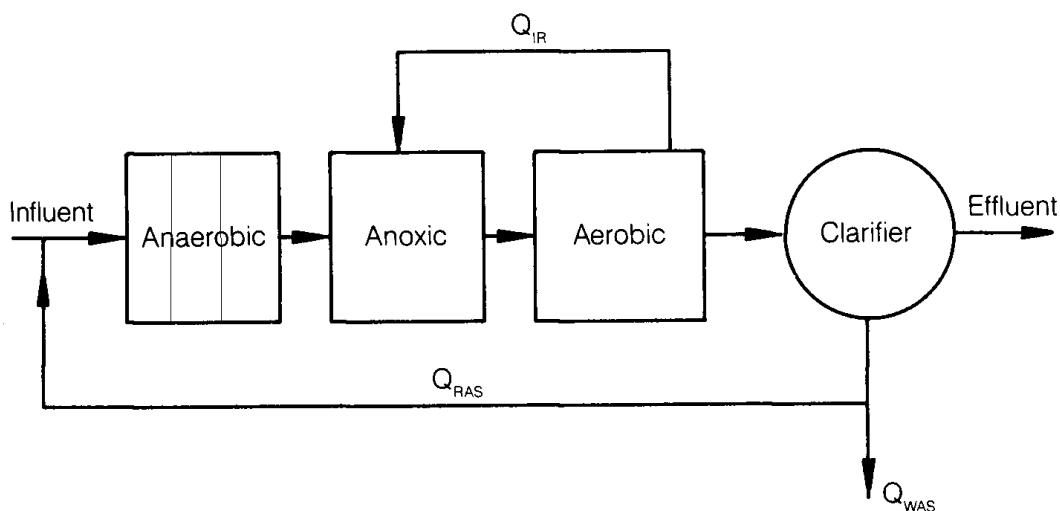
A foszfor és nitrogén eltávolítást is tartalmazó Bardenpho eljárás (xx22. ábra) ennek az elvnek a legegyszerűbb megvalósítása (vesd össze a xx20. ábrával).



**xx22. ábra Módosított Bardenpho eljárás P és N eltávolításra**

A nitrogén és foszfor együttes eltávolításának sarkalatos pontjai - a denitrifikálás feltételein túl - a nitrát bejutásának megakadályozása és megfelelő mennyiségű jól bontható szerves szubsztrát bejuttatása az anaerob térbe. A Bardenpho eljárás második anoxikus medencéjében a képződött nitrát csaknem teljes eltávolítása megtörténik, míg a friss illósavakat tartalmazó szennyvíz az anaerob foszforbontást segíti.

Az A<sup>2</sup>/O eljárás az A/O technológia továbbfejlesztett változata, vázlatát a xx23. ábra mutatja be.

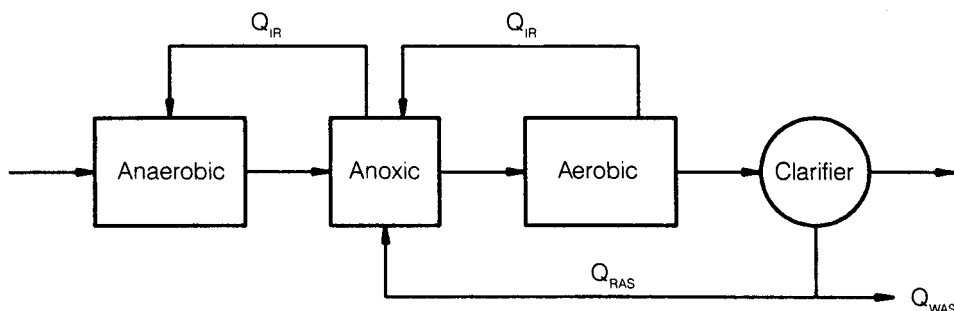


**xx23. ábra Az A<sup>2</sup>/O eljárás**

A rekeszekre osztott aerob tér utolsó kaszkádjából az anoxikus medence első lépcsőjébe visszavezetett belső ("kiskörös") recirkuláció mértéke jellegzetesen 100-300%. Az eljárás hátránya, hogy a "nagykörös" iszaprecirkulációval nitrát jut vissza az anaerob reaktorba. Ennek káros hatását mérsékli az anaerob tér kaszkád kialakítása, így a nitrát zavaróhatásának csak egy részét érinti. Az így visszavezetett nitrát hatását

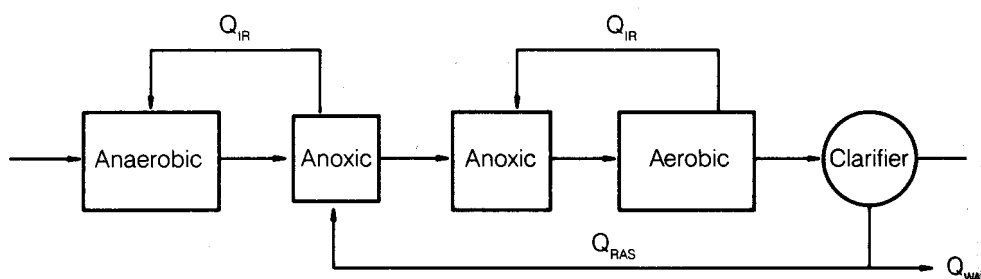
azonban mindenképpen figyelembe kell venni. Ahhoz, hogy a P leadás is megfelelő mértékű legyen a szennyvíz KOI/TKN aránya meg kell haladja a 11-13%-ot.

A Fokvárosban kidolgozott UTC (University of Cape Town) eljárás (ill. ennek USA-beli megfelelője a VIP eljárás) a nitrát anaerob térbe jutását azzal akadályozza meg, hogy a recirkulációt a denitrifikáló tér utáni pontról veszi el. (xx24. ábra). Amennyiben a befolyó víz KOI/TKN aránya meghaladja a 9-10 g/g értéket, a denitrifikáció gyakorlatilag teljes, nitrát nem kerül vissza az anaerob reaktorba.



xx24. ábra Az UCT eljárás

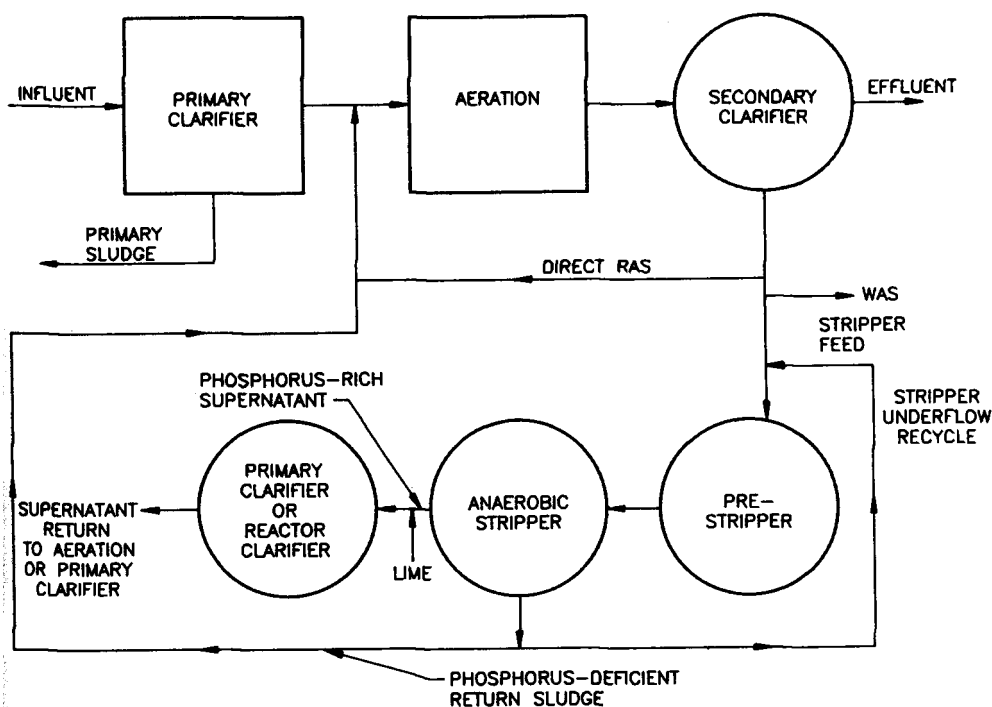
Az UCT eljárás módosított változatában az anoxikus tér térfogatának csökkentésére és a nitrát visszajutásának további csökkentésére az anoxikus reaktort kettéosztották (xx25. ábra).



xx25. ábra A módosított UCT eljárás

Ezzel a módosítással az anoxikus zóna hidraulikus tartózkodási idejét 1 óra alá lehetett csökkenteni (kommunális szennyvízre).

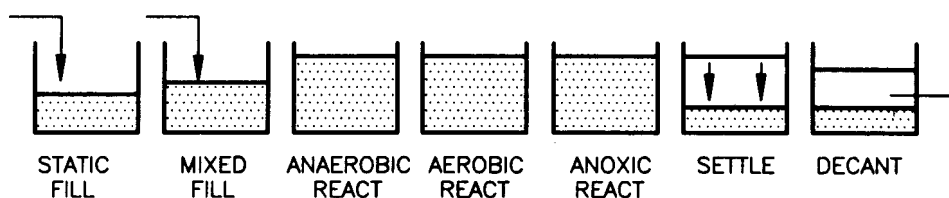
A Phostrip II. eljárásban az elődjéhez (Phostrip) képest egy további - a tartózkodási időt növelő - elősztrippelő teret alakítottak ki az anaerob foszfor sztrippelő reaktor elé. (xx26. ábra)



xx26. ábra A PhoStrip II. eljárás

Az elősztrippelő anoxikus térbe szénforrásként a sztrippelt iszapot recirkuláltatják. A denitrifikáló térben a hidraulikus tartózkodási idő 2 óra körüli. A módszer előnye a meszes kicsapással kombinált foszfor eltávolítás flexibilitása, hátránya, hogy az iszap részarámból történő (endogén) denitrifikáció miatt a nitrogén eltávolítás nem haladja meg a 70 %-ot. További kedvezőtlen jellemző az eljárás bonyolultsága ami megnehezíti a rendszer szabályozását, üzemeltetését.

Az SBR, a szimultán ill. a felváltva levegőztetett medencékkel üzemelő Bio-denipho eljárások szintén kiegészíthetők anaerob periódussal, ill. medencével s így alkalmassá tehetők foszfor eltávolítására is. Az üzemeltetési szekvenciát az SBR eljárás esetére a xx27. ábra mutatja be.



xx27. ábra Az SBR eljárás alkalmazása N és P eltávolításra