

A tápanyag-eltávolítási és az utóülepítési folyamatok hatásfoka téli üzemi viszonyok között

Oláh József – Mucsy György
Fővárosi Csatornázási Művek Zrt. – Hydrochem Kft.

1. Bevezetés

A tápanyag-eltávolítás fogalma alatt a szennyvíztisztítással foglalkozó szakemberek a nitrogén – és foszfor tápanyagok eltávolítását értik, amelyek a vizek növényi tápanyagai. A szennyvíztisztítás folyamatában a szerves szénvegyületek lebontása közelítőleg 90 %-os hatásfokkal végbemegy. Ennek ellenére a tisztított szennyvízzel jelentős mennyiségű nitrogén (szerves-N, ammónia, nitrát) és foszfor vegyület távozik, melyek a befogadót terhelik. A foszfor és nitrogén vegyületek a felszíni vizek eutrofizációját elősegítik. A hagyományos egy-fokozatú eleveniszapos tisztítóberendezéseket ki kell egészíteni a nitrogén és foszfor vegyületek eltávolítására alkalmas műtárgyakkal és ehhez kapcsolódó technológiai megoldásokkal. Dolgozatunkban - különös tekintettel a téli üzemelési viszonyokra - a nitrogén eltávolítást befolyásoló tényezőkkel és azok összefüggésével foglalkozunk.

2. A nitrogén vegyületek átalakítása és eltávolítása

A nitrogén vegyületek átalakítására és a szennyvízből történő eltávolítására az alábbi folyamatok állnak rendelkezésre:

- A nitrogén eltávolítás a konvencionális szennyvíztelepen. A nitrogén vegyületek egy részét a tisztítást végző heterotróf baktériumok testanyaguk felépítésére használják. Az átlagos kommunális szennyvizek tisztítása során az összes nitrogénre vonatkoztatott eltávolítási hatásfok 20 – 30 % között mozog. Itt céltudatos technológiai beavatkozásról nem beszélhetünk. A nitrogén vegyületek eltávolítása a mindenkori tápanyag és technológiai paramétereknek (iszap koncentráció, iszapkor, recirkuláció) megfelelően viszonylag kis hatásfokkal megy végbe. A konvencionális biológiai szennyvíztisztítás számottevő mértékű nitrogén eltávolításra nem alkalmas (4; 7).
- Az ammónia vegyületek nitráttá történő oxidációja (nitrifikáció). A folyamat ammónia nitrogénre vonatkoztatva 90 – 95 %. Összes nitrogénre vonatkoztatott hatásfok 70 – 85 % között változik.
- A nitrát vegyületek redukciója (denitrifikáció). Az elő-denitrifikációval 50 – 60 %, az utó-denitrifikációval pedig 70 – 85%-os hatásfokot lehet elérni (nitrátra vonatkoztatva).

2.1 Nitrifikációt befolyásoló tényezők

A nitrifikálást, technikai megvalósítása szerint csoportosíthatjuk „egyesített” és „elválasztott” nitrifikálási eljárásra. Az előbbi azt jelenti, hogy az ammónia oxidálása és a szén-vegyületek lebontása együtt megy végbe, míg az elválasztott eljárásban két fokozatot alkalmazunk, ahol a nitrifikálás a második fokozatban játszódik le. A továbbiakban, amikor a nitrifikációt befolyásoló tényezőket tárgyaljuk az „egyesített” eleveniszapos eljárásra gondolunk. Megjegyezzük, hogy a két rendszer nitrifikációt végző populációjának kinetikája között nincs lényeges különbség (4; 7).

A hőmérséklet nitrifikációt befolyásoló hatásának részletesebb ismertetése előtt szükségesnek tartjuk a nitrifikációs folyamatot befolyásoló tényezők rövid összefoglalását:

A nitrifikációs folyamat energia termelése

Az eleveniszapos tisztításban jelentős szerepet játszó aerob folyamatok energia hozamát az 1. táblázatban foglaltuk össze (10; 11). A táblázat adataiból kitűnik, hogy az általános biológiai lebontást végző heterotróf baktériumok energia hozama a legnagyobb. Ez azt jelenti, hogy a nagy energia-termeléssel arányos a baktérium-szaporodás (iszap szaporodás) és a szubsztrát lebontási sebesség. A nitrifikáció rész folyamatát képező nitrit képződés sebessége viszonylag kicsiny, de a nitrifikáció egész folyamatának a lebontási sebessége és a sejt szaporodást jellemző hozam konstans értéke mintegy harmada az aerob lebontási folyamat értékének. Az energia-termelés értékei alapján látható, hogy a nitrifikáció folyamata viszonylag kicsiny sebességgel megy végbe. A kicsiny sebességgel lezajló kémiai és biológiai folyamatok mindig magukban hordozzák a reakció körülmények változásából adódó bizonytalanságokat. Ez azt jelenti, hogy a nitrifikáció bizonytalan, kényes egyensúlyi folyamat.

1. táblázat A különböző aerob biokémiai folyamatok energia hozama

Folyamat megnevezése	Szubsztrát lebontás maximális sebessége (gKOI/g _{iszap} nap)	Sejt szaporodást jellemző hozam konstans (Y)	Energia hozam (kcal/mól)
Aerob lebontás (heterotróf)	2,0 – 17,0	0,38 – 0,75	208
Ammónia oxidációja nitríté (Nitrosomonas)	0,2 - 1,0	0,03 – 0,13	17,5
A nitrít oxidációja nitráttá (Nitrobacter)	0,28 – 1,44	0,02 – 0,08	-
A nitrifikációs folyamat egésze	0,3 – 0,8	0,12 – 0,15	66 - 84

Koncentráció-hatások

A folyamat sebességét – állandó hőmérsékletet feltételezve – elsősorban a rendszerben jelenlévő tápanyag és baktérium koncentráció határozza meg. A tápanyag szerepét az ammónia és az oxigén koncentráció tölti be. A baktérium koncentrációval a lebontási sebesség arányos. A koncentráció folyamatokat a Monod modellel lehet jellemezni. A baktérium koncentrációt az eleveniszap koncentráció megfelelő értéken történő tartásával lehet biztosítani. A baktérium (iszap) koncentráció, a hőmérséklet és levegőztetési idő kapcsolatát a 2. táblázat mutatja be. A táblázat adatai átlagos minőségű (BOI₅ = 250 mg/l, NH₄-N ~ 20 mg/l) kommunális szennyvízre vonatkoznak.

2. táblázat Az eleveniszap koncentráció, a hőmérséklet és a levegőztetési idő kapcsolata

Eleveniszap koncentrációja (g/l)	Levegőztetési idő (óra)		
	7 °C	12 °C	17 °C
2,0	8,8	5,7	3,1
4,0	5,4	3,6	1,9
6,0	4,0	2,6	1,4

A táblázat adatai arra vonatkoznak, hogy a fenti koncentráció és hőmérsékletei viszonyok mellett milyen hidraulikus tartózkodási időt kell biztosítani ahhoz, hogy a nitrifikációs folyamatot fenntartsuk. Természetesen, ha a befolyó ammónia-N koncentráció értéke nagy (> 50 mg/l) és az elfolyó, tisztított szennyvíz ammónia-N értékét 2 – 5 mg/l értéken akarjuk tartani, akkor a táblázatban megadott levegőztetési értékekkel az elfolyó víz ammónia határértékét nem tudjuk tartani. A téli időszakban a megadott iszap koncentráció mellett, a levegőztetési idő kétszeresével kell számolni (7; 10).

pH

A nitrifikálás optimális pH értéke a szerzők zöme szerint 8,0 – 8,5 érték közé esik. Az alacsonyabb pH értéken a nitrifikálás során keletkező nitrát, ill. főképpen H⁺ ionok a nitrifikáló baktériumokra gátló hatást fejtenek ki. A rendszer elsavanyodása a szabad széndioxid tartalom (bikarbonát csökkenése) a nitrifikálók szénforrásának csökkenésével is jár. A 7,2 érték alatt a nitrifikáció pH függését az alábbi összefüggés írja le:

$$\mu = \mu_{\max} [1 - 0,833 (7,2 - \text{pH})]$$

μ - aktuális szaporodási sebesség

μ_{\max} - maximális szaporodási sebesség

pH 7,2 – 8,5 között a zárójeles érték ~ 1,0

A nagyobb pH értékeknél (> 8,5) a nitrifikálók energia forrása az NH₄⁺ ion részben NH₃ formába van jelen és az ammónia a nitrifikálókra mérgező hatást fejt ki (3; 4).

Oldott oxigén koncentráció

Az oxigén koncentráció a tápanyaggal együtt kettős Monod összefüggést követi.

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S_O}{K_N + S_O} \cdot \frac{DO}{K_O + DO}$$

$K_O \sim 1,3 - 1,5 \text{ mgO}_2/\text{l}$

K_N féltelítési állandó az ammóniára vonatkoztatva (mg/l)

S_O az ammónia koncentrációja (mg/l)

DO oldott oxigén koncentráció (mg/l)

Tapasztalat azt mutatta, hogy ha az oldott oxigén koncentrációját 2,0 mg/l értékről 3,0 mg/l-re emelték a nitrifikáció sebessége meg duplázódott. Gyakorlatban a nitrifikáló szennyvíztelepen az oldott oxigén koncentrációját legalább 2,0 mg/l értéken célszerű tartani (3; 4; 5).

Az iszapkor szerepe

Az eleveniszapos rendszerekben elegendő szervesanyag van ahhoz, hogy ott az eleveniszap mikroflórájának zömét képező heterotróf baktériumok intenzíven szaporodjanak. Ezt a szaporulatot fölösiszap formájában elveszik a rendszerből. Ugyanakkor, hogy a szervesanyag lebontással egy időben a nitrifikáció is végbemenjen a nitrifikáló baktériumok bizonyos koncentrációját is fenn kell tartani a rendszerben. A nitrifikáló baktériumok szaporodási sebessége lényegesen lassúbb, mint a szervesanyag bontóké, ugyanakkor a fölös-iszappal a nitrifikálók jelentős részét is eltávolítjuk. A nitrifikáció és a szervesanyag lebontás egyidejű lefolyásának biztosítása céljából az iszapkor értékét kommunális szennyvíz esetében 15 °C körüli hőmérsékleten legalább 5 – 7 nap értéken kell tartani. A téli időszakban + 5 – 7 °C víz hőmérséklet esetén az iszapkort (a 15 °C-os állapothoz képest) a legalább háromszorosára kell növelni (4; 6).

Inhibitor anyagok hatása

Az ipari eredetű szervesanyagok (Tiourea, alil-tiourea, , 8-hidroxi kinolin, fenol és klór-fenol származékok stb.) már kis koncentrációban (~néhány mg/l) a nitrifikációt jelentősen gátolják. Miután a nitrifikációs folyamat halatlanul érzékeny a mérgező anyagokra, ez azt jelenti, hogy a kommunális szennyvízzel is érkehetnek olyan szerves anyagok (olaj-szennyeződés, növényvédőszer, festék maradék stb.), amelyek mérgező hatást fejtenek ki a folyamatra. Nem ritka jelenség, hogy kommunális szennyvíztelepen a nitrifikáció sebessége – a hőmérséklet csökkenéstől függetlenül – is jelentősen csökken. Ez inhibíciós hatásokra vezethető vissza. Ez az inhibíciós hatás gyakran csak átmenetileg jelentkezik, de elegendő ez a behatás arra, hogy a telep üzemét megzavarja (11).

A hőmérséklet hatása

A nitrifikációs folyamat maximális szaporodási sebessége és a hőmérséklet közötti kapcsolatra vonatkozóan több szerző közöl összefüggést. A legismertebb ezek közül Downing (4; 11) összefüggése:

$$\mu_{\max} = 0,47 e^{0,098(T-15)}$$

A maximális szaporodási sebesség és a hőmérséklet összefüggését különböző szerzők mérései alapján a 3. táblázat mutatja be. A táblázat adatai alapján megállapíthatjuk, hogy az egyes szerzők különböző hőmérsékleti értékeknél mért adatai jelentősen különböznek egymástól. Az egyes szerzők adatainál – azonos hőmérséklet esetében - sem ritka 2 – 3-szoros eltérés. Ez a tény rávilágít arra, hogy a nitrifikációs folyamatnál a leg gondosabb kísérleti körülmények betartása esetén is bizonytalan sebesség értékek adódhatnak. A bizonytalanságok ellenére az adatok jó része azt mutatja, hogy a 10 °C-ról 20 °C-ra történő hőmérséklet növeléssel a szaporodási sebesség vagyis a nitrifikáció sebessége 2,1 – 3,7-szorosára nő. Természetesen a téli üzemeltetés során fordított folyamat játszódik le, amikor a nitrifikáció sebessége 10°C hőmérséklet csökkenés hatására közel harmadára csökken. A 3. táblázat adatai alapján megszerkesztett 1. ábrán az egyes hőmérsékleti értékekhez tartozó szaporodási sebesség értékek jól mutatják az egyes szerzők adatai között mutatkozó nagy eltéréseket (3; 5; 6; 11).

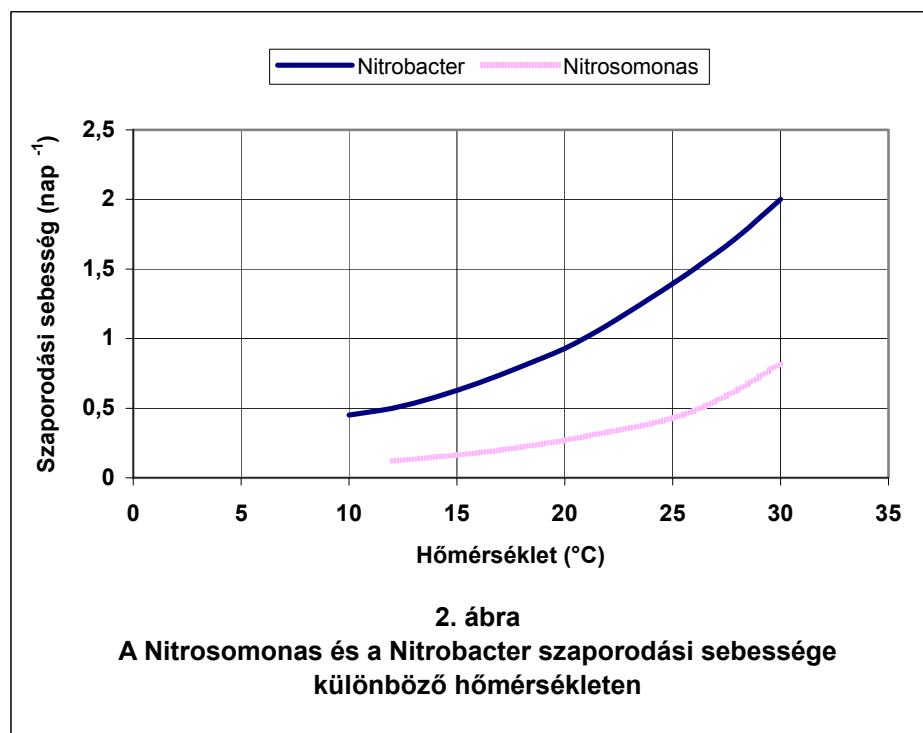
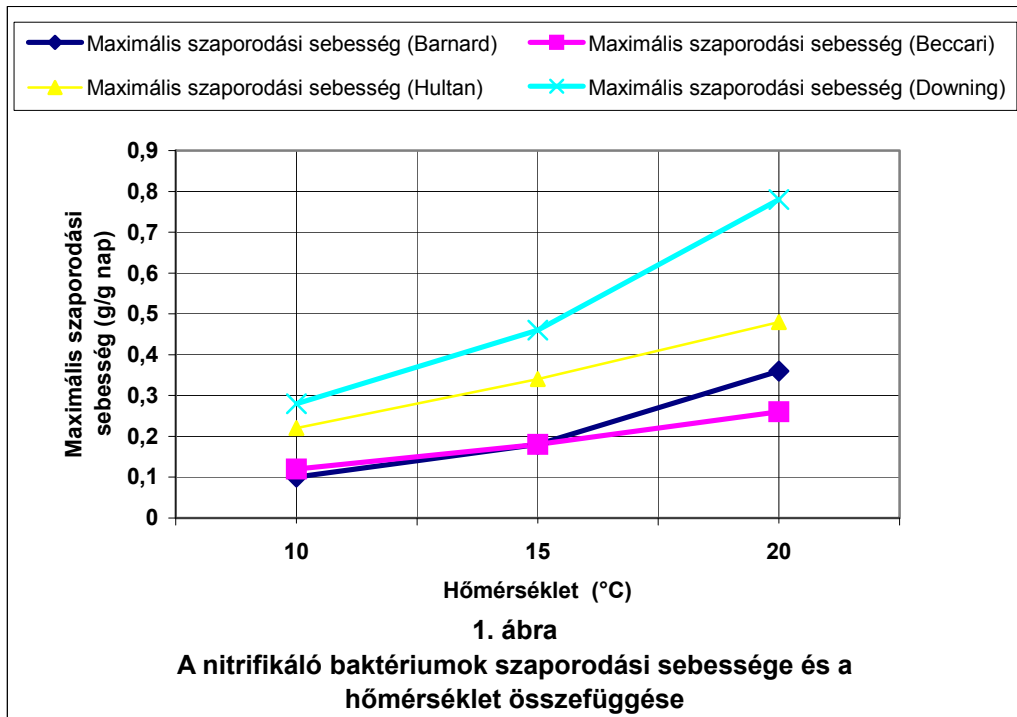
3. táblázat A nitrifikáló baktériumok maximális szaporodási sebessége és hőmérséklet közötti kapcsolat különböző szerzők adatai alapján

Szerzők	Függvény kapcsolat	μ_{\max} (nap ⁻¹)		
		10°C	15°C	20°C
Downing (1964)	$(0,47)e^{0,098(T-15)}$	0,29	0,47	0,77
Downing (1964)	$(0,18)e^{0,116(T-15)}$	0,10	0,18	0,32
Hultman (1971)	$(0,50)e^{0,033(T-20)}$	0,23	0,34	0,50
Barnard (1975)	$(0,18)e^{0,0729(T-15)}$	0,10	0,18	0,37
Painter (1983)		0,12	0,16	0,26
Beccari (1979)				0,27
Bidstrup (1988)				0,65
Hall (1980)				0,46
Lawrence (1976)				0,50

Ismeretes, hogy ha egy folyamat több egymást követő reakcióból tevődik össze, az eredő reakció sebességét a leglassúbb reakció sebessége szabja meg. A nitrifikálás összetett folyamatában a leglassúbb reakció a Nitrosomonas-ok által ammóniának nitritté történő oxidálása. Ennek következtében a tisztított szennyvízben a

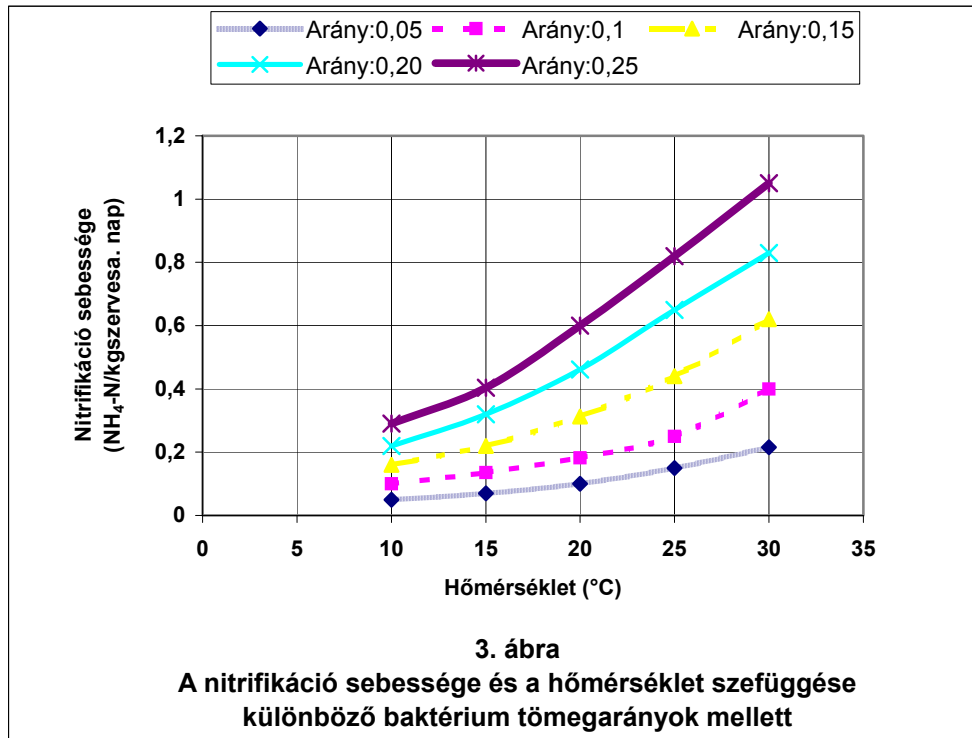
nitrit sohasem szaporodik fel, mivel a nitrátképző (Nitrobacter) baktériumok gyorsan nitráttá oxidálják. A **2. ábra** Nitrosomonas és a Nitrobacter nitrifikáló baktériumok szaporodási sebességét a hőmérséklet függvényében ábrázolja. Látható, hogy a Nitrosomonasok szaporodási sebessége lényegesen kisebb, mint a Nitrobacter baktériumoké. Ez egyértelműen jelzi, hogy a nitrifikációs folyamatban a nitrit ionok képződése a meghatározó lépés.

Az eleveniszapban élő nitrifikáló baktériumok tömegének az összes iszap tömegéhez viszonyított aránya a függ a szennyvíz BOI_5 / összes-N arányától. Amennyiben a heterotróf baktériumok szaporodási sebessége (illetve az ezzel egyensúlyt tartó iszap eltávolítás) meghaladja a nitrifikálók maximális lehetséges szaporodási sebességét a nitrifikálók a fölösiszap eltávolítással kimosódnak a rendszerből. A heterotróf baktériumok szaporodását le kell csökkenteni, hogy a nitrifikáló baktériumok aránya ($> 0,1$) a heterotróf baktériumokhoz képest kedvező legyen. Ezt két módon tarthatjuk kézben, vagy az eleveniszapos telepre befolyó szennyvíz szerves tápanyag



koncentrációját csökkentjük, vagy a hidraulikus tartózkodási időt növeljük. A tápanyag csökkentés hatására csökken a lebontási sebesség, azaz iszap eltávolítás sebessége, ugyanezt a hatást lehet elérni a hidraulikus tartózkodási idő növelésével is. Mind két esetben rövid, egy-két hetes üzem alatt beáll az egyenlőség a teljes iszaptömeg, valamint a nitrifikálók tömegének szaporodási sebessége között.

A 3. ábra a nitrifikáció sebessége és a hőmérséklet összefüggését különböző baktérium tömegarányok mellett mutatja be. A fentiekben elmondottak alapján, ha a nitrifikálóknak az eleveniszaphoz viszonyított tömegarányát növeljük (arány > 0,1) akkor a nitrifikáció sebessége (oxidált $\text{NH}_4\text{-N}/\text{kg}_{\text{szervesa. nap}}$) jelentősen növekszik. Pl. 15 °C hőmérsékleten 0,25 -ös tömegarány (nitrifikálók / heterotrófok) esetében a nitrifikáció sebessége négyszer nagyobb, mint 0,1-es tömegaránynál mért érték (4).



2.2 A nitrifikációt befolyásoló tényezők és téli üzemi körülmények kapcsolata

A nitrifikáció folyamatát illetően a téli üzemi körülmények között alapvetően a meghatározó tényező, azonban az esetek zöménél a nitrifikációt befolyásoló egyéb tényezők (pH, koncentráció viszonyok, inhibitor anyagok, iszapkor, oxigén koncentráció) és a hőmérséklet bonyolult kombinációjának együttes hatásával állunk szemben.

Az optimális viszonyoktól leggyakrabban eltérő környezeti tényezők az alábbiak:

- A nitrifikáló baktériumokra kifejtett inhibíciós hatás. A kommunális szennyvizek esetében is gyakran tapasztalható inhibíciós hatás. Ez elsősorban olaj származékoktól, növényvédőszer, háztartási vegyipari termékektől ered. Az esetek jó részében a nitrifikáció teljes lemergezéséről nincs szó, csak a folyamat részleges gátlásáról beszélhetünk.
- A nitrifikáció során a pH értéke gyakran nem éri el az optimális 8,0 – 8,5 értéket. Az átemelés rendszerű csatornahálózatnál a szennyvíztelepre érkező szennyvizek a berothadás következtében pH értéke 6,5 – 7,1 között van. Ebben a tartományban a nitrifikáció ugyan végbemegy, de a folyamat szempontjából a levegőztető medencében a pH értéke nem lesz optimális. Kisebb szennyvíztelepek esetében a pH-t mész adagolással célszerű beállítani.
- Az üzemeltetési paraméterek bizonytalansága. Az üzemeltetés során gyakran változik az oldott oxigén koncentráció, szubsztrát koncentráció (ammónia) és az iszapkor. Az üzemeltetési tényezők gyakori változása a nitrifikáló baktériumok és a szén lebontó heterotróf baktériumok tömeg arányának változásával ill. a nitrifikációs sebesség csökkenésével jár. Annak ellenére, hogy a tisztító telep biológiai terhelése a nitrifikáció követelményének megfelelően kicsiny (< 0,2 $\text{kgBOI}_5/\text{kg nap}$) értékre van beállítva sokszor tapasztaljuk, hogy a fonális szervezetek (heterotróf) nagy mértékben elszaporodnak és így nitrifikáló/heterotróf baktérium arány az eleveniszapban lecsökken. Ezt követően az iszap elvétel növelésével a levegőztetőben a nitrifikáló baktériumok koncentrációja és a nitrifikálás sebessége is csökken.

A fentiekben röviden ismertetett tényezőkön túlmenően télen a nitrifikáció csökkenését alapvetően hőmérséklet csökkenése okozza. A hőmérséklet csökkenés és a fenti tényezők komplex hatására a téli üzemi viszonyok között a nitrifikáció erőteljesen lecsökken és az elfolyó, tisztított szennyvíz ammónia koncentrációja a határértéket nem elégíti ki. Alacsony hőfokon (<10 °C) a nitrifikációt nem lehet beindítani, annak ellenére, hogy az egyéb feltételek kedvezőek. Ilyen alacsony hőmérsékleten a nitrifikáló/heterotróf baktérium arányt nem lehet megemelni olyan mértékig, hogy a folyamat hatékonyan lejártszódjon.

A hazai tapasztalat azt mutatja, hogy a téli üzemi viszonyok között nitrifikációra kötelezett kisebb szennyvíztelepek az elfolyó, tisztított szennyvíznél az ammónia-N határértéket nem tudják tartani. Különösen azokon a szennyvíztelepeken csökken le a szennyvíz hőmérséklete (<10°C), ahol a tisztítandó szennyvizet átemelők vagy több településről nyomócsöves rendszer juttatja el a szennyvíztelepre. A jövőben mindenképpen a kisebb szennyvíztelepeknél az EU gyakorlatnak megfelelően a nitrifikáció feltételül a +12 °C fölötti szennyvíz hőmérsékletet kellene figyelembe venni.

2.3 A denitrifikációt befolyásoló tényezők

A biológiai denitrifikáció alap feltétele (2):

- Nitrát vagy nitrit (elektron akceptor) jelenléte
- Oldott oxigén hiánya (< 0,2 mg/l)
- Fakultatív biomassza
- Alkalmos elektron donor, mint tápanyag és energiaforrás jelenléte.

A denitrifikálást a fakultatív, heterotróf baktériumok széles skálája képes elvégezni. A fakultatív, heterotróf baktériumok hőmérséklet érzékenysége jóval kisebb, mint a nitrifikáló baktériumoké.

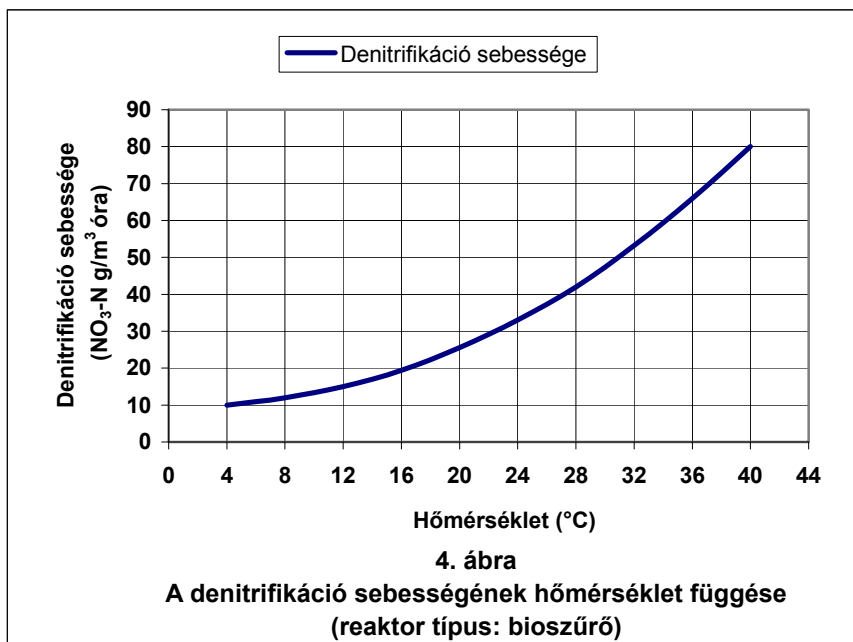
A hőmérséklet és denitrifikációs sebesség (μ_{AT}) közötti összefüggést Arrhenius összefüggésével lehet leírni:

$$\mu_{AT} = \mu_{A20} \Theta^{T-20}$$

Θ Hőmérsékleti tényező, melynek értéke 1,07 – 1,20

A denitrifikáció optimális pH értéke 7,0 – 8,0 között van. A denitrifikáció sebessége pH 7,0 és 4,0 között lineárisan csökken, hasonló a csökkenés 8,0 - 9,5 pH értékek között is. A denitrifikálás folyamatát alapvetően az oldott oxigén befolyásolja. Az oldott oxigén koncentrációját 0,2 mg/l érték alatt kell tartani, hogy a denitrifikáció folyamata jó hatásfokkal végbemenjen.

A denitrifikáció sebességének hőmérséklet függését egy bio-töltet esetében a **4. ábra** mutatja be. A gyakorlati üzemeltető számára a 4 – 20 °C hőmérsékleti tartomány érdekes: pl. 8 °C -on csak 12 ugyanakkor 20°C-on pedig már 25 NO₃-Ng/m³ óra a denitrifikáció sebessége (2).



Annak ellenére, hogy a denitrifikáció nem olyan érzékeny a hőmérsékletre, mint nitrifikáció, az utódenitrifikációs egységként üzemelő bioszűrőnél a téli időszakban a víz hőmérséklet csökkenése (<10 °C) miatt komoly határfok csökkenéssel kell számolni.

3. Utóülepítési folyamatok hatásfoka a téli üzemeltetés során

Az eddig ismertetett biológiai-biokémiai jellegű tápanyag eltávolítási folyamatokon kívül megkülönböztetett figyelmet érdemelnek a szennyvíztisztítás szerves részét képező utóülepítés során lejátszódó, fizikai természetű jelenségek.

Az utóülepítés célja, hogy a kémiai vagy biológiai szennyvíztisztítási folyamatban képződő iszap-lebegőanyagot a vízfázistól elválassza. Ez a lebegőanyag szemcsés és pelyhes szerkezetű részecskékből, legtöbbször ezek keverékéből áll, amelyben túlsúlyt képez a pelyhes anyag. A vízfázistól való elválasztás gravitációs úton történik, bár a kétféle lebegő anyagfajta viselkedése eltérő. Míg a szemcsés anyagok részecskéinek mérete és tömege az ülepítési folyamat során állandó, addig a pelyhes szerkezetű iszap részecskék rendszerint nagyobb pelyhekké állnak össze, így azok süllyedési tulajdonságai az ülepítés során változnak. Az utóbbi anyagok elválasztásánál a mérési tapasztalatok alapján meghatározott időtényezőt is figyelembe kell venni, melyre itt most külön nem térünk ki. Bármelyik megjelenési formájú lebegőanyagról legyen is szó, mozgásukra süllyedésükre a gravitációnak van döntő befolyása.

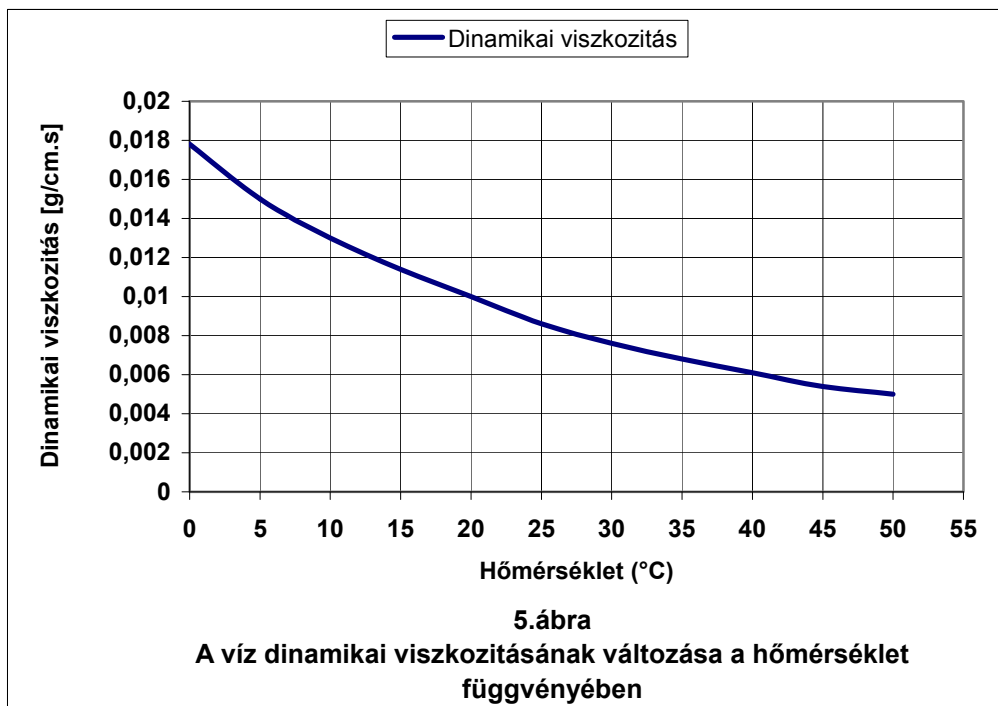
A tárgyalás egyszerűsítése érdekében a továbbiakban változatlan alakú és sűrűségű szemcséket tételezünk fel, melyeknek süllyedésére a Stokes féle törvény érvényes (1; 8):

$$v_u = \frac{d^2 \cdot g (\gamma_{sz} - \gamma_f)}{18 \cdot \eta} \quad (\text{cm/s})$$

ahol

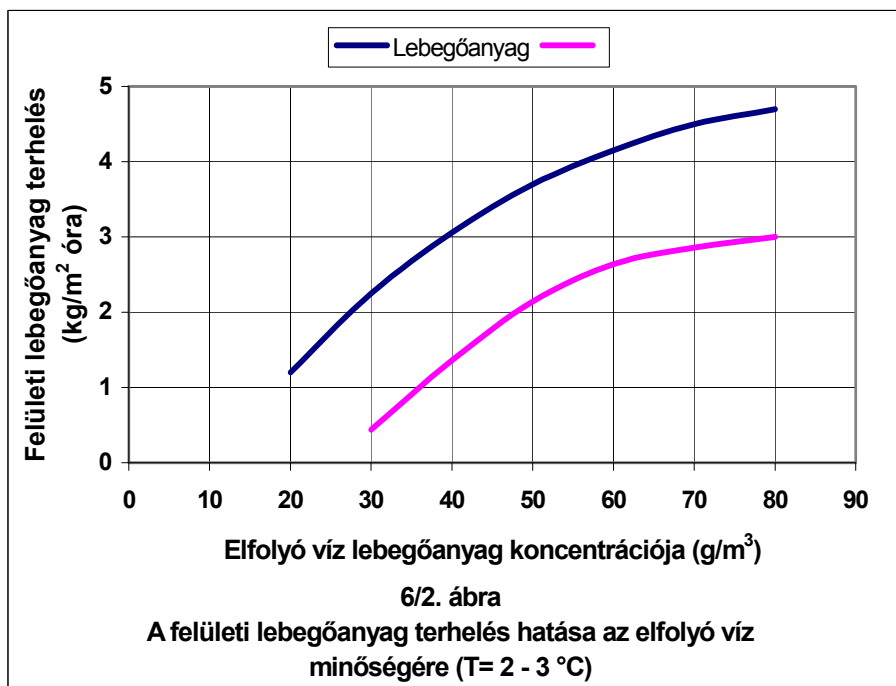
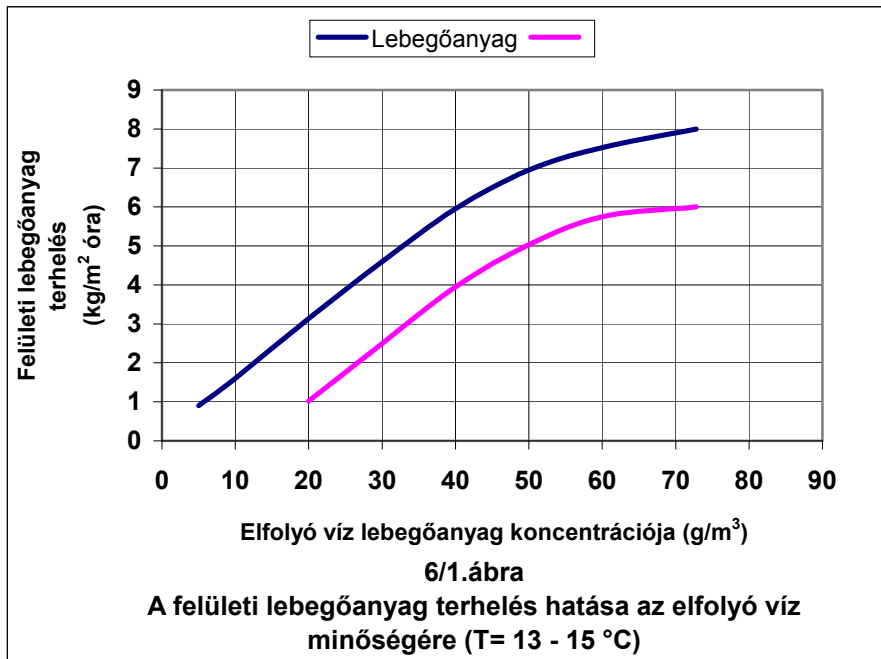
v_u	süllyedési sebesség [cm/s]
d	a szemcse átmérője [cm]
γ_f	a folyadék fázis sűrűsége [g/cm ³]
γ_{sz}	a szemcse sűrűsége [g/cm ³]
η	dinamikai viszkozitás [g/cm·s]

A fenti összefüggés szerint, változatlan műtárgy méret, szennyvízminőség, szemcseméret és sűrűség mellett a süllyedési sebesség egyedül a folyadék fázis viszkozitásától függ, amelyet viszont annak hőmérséklete befolyásol. Az összefüggést **5. ábra** mutatja be..



Hazai körülmények között a kisebb szennyvíztisztító telepeken a szennyvíz hőmérséklete szélső eseteket nem véve figyelembe általában 8 – 24 °C között ingadozik a téli-nyári időszakban. Ilyen körülmények között a téli időszakban a víz viszkozitása kb. 1,5-se a nyári értéknek, ami egyrészt azt jelenti, hogy ugyanazon méretű szemcse ülepedési sebessége télen kb. 67 %-a a nyárinak. Másrészt azonos műtárgy méret, szennyvíz összetétel és üzemi körülmények esetén a nyári időszakban kiülepíthető kicsiny pelyhek egy része a téli időszakban a viszkozitás növekedés miatt nem ülepedhető és az ülepitőből a tisztított vízzel távozik. Részecske vagy pehely átmérőnél ez azt jelenti, hogy a még visszatartható részecskék átmérőjének alsó határa 22 %-kal növekedik.

Ezt fejezi ki az MI-10-127/4-84 irányelvől (9) már ismert 6/1. és 6/2. ábra, amelyek tapasztalati adatok alapján különböző szennyvíz hőfok értékek és felületi lebegőanyag terhelések függvényében tünteti fel az ülepitett szennyvíz várható lebegőanyag tartalmát.



Itt erősen kitűnik a hőfokfüggés. Látható például, hogy 2 kg/m² óra lebegőanyag terhelésnél a várható elúszó lebegőanyag koncentráció 13 – 15 °C szennyvíz hőmérsékletnél mintegy 20 mg/l, 2 – 3 °C hőfok között (ami nem általános) pedig 38 mg/l.

Az ülepített szennyvíz lebegőanyag koncentrációjának leszorítása fontos követelmény, mivel

- télen is betartandók az összes lebegőanyagra és az elfolyó víz minőségére vonatkozó előírások
- a közüzemi szennyvíztisztító telepek tisztított szennyvizével távozó lebegőanyag a vízminőség egyéb paramétereit is rontja. Erre vonatkozóan közelítő értékeket 4.táblázatban tüntettük fel.

4. táblázat Az 1 mg elúszó lebegőanyag által képviselt szennyezőanyag mennyiségek összefoglalása

Paraméter megnevezése	A lebegőanyag 1mg értékére vonatkoztatott szennyezőanyag mennyiség (mg-ban kifejezve)
KOI	0,80 – 1,4
BOI ₅	0,30 – 1,0
Nitrogén	0,08 – 0,10
Foszfor	0,02 – 0,04

A fentiek alapján megállapíthatjuk, hogy az utóülepítők méretezésekor figyelembe kell venni a szokásos szennyvíz hőmérsékletek mellett a téli hideg időszakban várható vízhőfokokat is.

Összefoglalás

A nitrifikáció folyamatát illetően a téli üzemi körülmények között alapvetően hőmérséklet a meghatározó tényező, azonban az esetek zöménél a nitrifikációt befolyásoló egyéb tényezők (pH, koncentráció viszonyok, inhibitor anyagok, iszapkor, oxigén koncentráció) és a hőmérséklet bonyolult kombinációjának együttes hatásával állunk szemben.

Az optimális viszonyoktól leggyakrabban eltérő környezeti tényezők az alábbiak:

- A nitrifikáló baktériumokra kifejtett inhibíciós hatás. A kommunális szennyvizek esetében is gyakran tapasztalható inhibíciós hatás. Ez elsősorban olaj származékoktól, növényvédő-szer, háztartási vegyipari termékektől ered. Az esetek jó részében a nitrifikáció teljes lemergezéséről nincs szó, csak a folyamat részleges gátlásáról beszélhetünk.
- A nitrifikáció során a pH értéke gyakran nem éri el az optimális 8,0 – 8,5 értéket. Az átemelés rendszerű csatornahálózatnál a szennyvíztelepre érkező szennyvizek a berothadás következtében pH értéke 6,5 – 7,1 között van.
- Az üzemeltetési paraméterek bizonytalansága. Az üzemeltetés során gyakran változik az oldott oxigén koncentráció, szubsztrát koncentráció (ammónia) és az iszapkor. Az üzemeltetési tényezők gyakori változása a nitrifikáló baktériumok és a szén lebontó heterotróf baktériumok tömeg arányának ill. a nitrifikációs sebesség csökkenésével jár.

A hazai tapasztalat azt mutatja, hogy a téli üzemi viszonyok között nitrifikációra kötelezett kisebb szennyvíztelepek az elfolyó, tisztított szennyvíznél az ammónia-N határértéket nem tudják tartani. Különösen azokon a szennyvíztelepeken csökken le a szennyvíz hőmérséklete (<10°C), ahol a tisztítandó szennyvizet átemelők vagy több településről nyomócsöves rendszer juttatja el a szennyvíztelepre. A jövőben mindenképpen a kisebb szennyvíztelepeknél az EU gyakorlatnak megfelelően a nitrifikáció feltételül a +12 °C fölötti szennyvíz hőmérsékletet kellene figyelembe venni.

Hazai körülmények között a kisebb szennyvíztisztító telepeken a szennyvíz hőmérséklete szélső eseteket nem véve figyelembe általában 8 – 24 °C (téli-nyári időszak). Ilyen körülmények között a téli időszakban a víz viszkozitása kb. 1,5-se a nyári értéknek, ami egyrészt azt jelenti, hogy az utóülepítőben ugyanazon méretű szemcse ülepedési-sebessége télen kb. 67 %-a a nyárinak. Másrészt azonos ülepítő műtárgy méret, szennyvíz összetétel és üzemi körülmények esetén a nyári időszakban kiülepedhető kicsiny pelyhek egy része a téli időszakban a viszkozitás növekedés miatt nem ülepedhető és az ülepítőből a tisztított vízzel távozik. Részecske vagy pelyhly átmérőnél ez azt jelenti, hogy a még visszatartható részecskék átmérőjének alsó határa 22 %-kal növekedik.

A 6/1-6/2. ábra alapján látható, hogy 2 kg/m² óra lebegőanyag terhelésnél a várható elúszó lebegőanyag koncentráció 13 – 15 °C szennyvíz hőmérsékletnél mintegy 20 mg/l, 2 – 3 °C hőfok között (ami nem általános) pedig 38 mg/l.

Az ülepített szennyvíz lebegőanyag koncentrációjának leszorítása fontos követelmény, mivel télen is betartandók az összes lebegőanyagra és az elfolyó vízminőségére vonatkozó előírások. A szennyvíztisztító telepek tisztított szennyvizével távozó lebegőanyag a vízminőség egyéb paramétereit (KOI, BOI, nitrogén foszfor) is rontja.

Irodalom

1. *ATV - A131* (2000) Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, 9
2. **Bosman, J. – Eberhard, A. A. – Baskir, C. I.** (1978): Denitrification of a concentrated nitrogenous industrial effluent using packed column and fluidized bed reactors. *Prog. Wat. Tech.* Vol.10, 297 –308.
3. **Charley, R. C. – Hooper, D. G. – McLee, A. G.** (1980): Nitrification kinetic in activated sludge at various temperatures and dissolved oxygen concentration. *Water Research*, Vol. 14., 1387 – 1396.
4. **Dobolyi, E. – Farkas, P.** (1982): Szennyvizek nitrogén tartalmának eltávolítási lehetőségei Magyarországon II. *Magyar Kémikusok Lapja XXXIII. Évfolyam* , 1.sz., 17 – 26.
5. **Fillos, J. – Diyamandoglu, V. – Carrio, L. A. – Robinson, L.** (1996): Full-scale evaluation of biological nitrogen removal in the-feed activated sludge process. *Water Environment Research*, Vol. 68, Number2, 132 – 142.
6. **Gujer, W.** (1977): Design of a Nitrifying activated Process with the Aid of Dynamic Simulation. *Prog. Wat. Tech.* Vol. 9, 323 – 336.
7. **Kárpáti, Á. – Monozlay, E.** (1995): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai I: BOI és nirogéneltávolítás. *Veszprémi Környezetvédelmi Konferencia. 3. Füzet/II Szekció*, 131 – 145.
8. **Lehr und Handbuch der Abwassertechnik.** Band II. Zweite Auflage, 150 – 151. Verlag von Willhelm Ernst u. Sohn. Berlin – München – Düsseldorf. 1975.
9. *MI – 10 – 127/4 – 84* p.16.
10. **Pascik, I.** (1987): Stickstoff-Elimination aus Abwässern durch Nitrifikation und Denitrifikation. *GIT Supplement 1/87. Umwelt*, 9 – 14.
11. **Randall, C.W. – Barnard, J.L. – Stensel, H.D.** (1992): Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal. *TECHNOMIC Publishing Co. Inc., Lancaster. Basel*, 25 – 83.