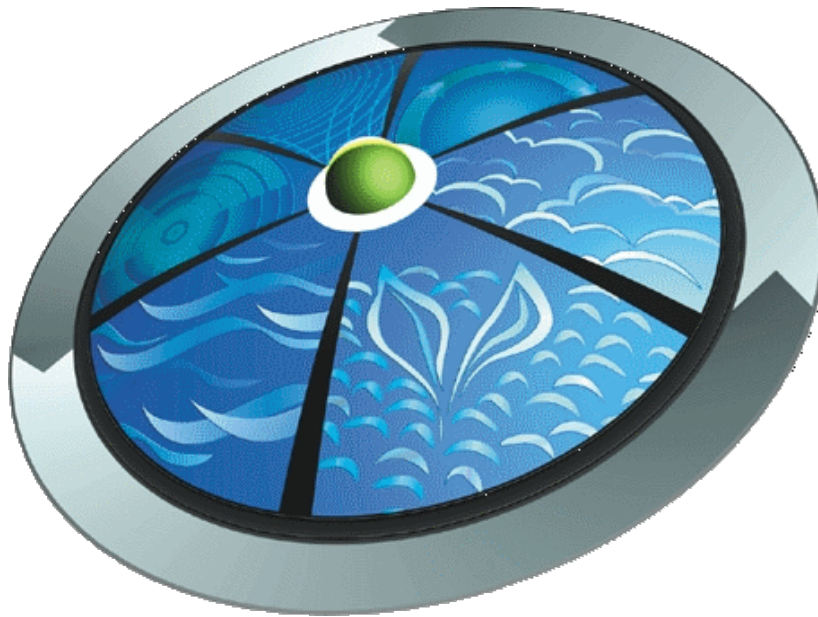




Környezetmérnöki Tudástár
Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre



XXXVI. kötet

Biofilmes és hibrid módszerek a szennyvíztisztításban

Szerkesztő: Dr. Kárpáti Árpád



Az anyag a TÁMOP-4.1.1.C-
12/1/KONV-2012-0015 téma
keretében készült a
Pannon Egyetemen.



Környezetmérnöki Tudástár
Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre

XXXVI. kötet

Biofilmes és hibrid módszerek a szennyvíztisztításban

Szerzők:

Fazekas Bence
Kovács Zsófia
Kárpáti Árpád

ISBN: 978-963-396-014-1

2014
Veszprém
Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet

Környezetmérnöki Tudástár

eddig megjelent kötetei

01. Környezetföldtan
02. Környezetgazdálkodás
03. Talajvédelem, talajtan
04. Egészségvédelem
05. Környezeti analitika
06. Környezetvédelmi műszaki technológiák, technológiai rendszerek modellezése, ipari technológiák és szennyezéseik
07. Környezettan
08. Földünk állapota
09. Környezeti kémia
10. Vízgazdálkodás-szennyvíztisztítás
11. Levegőtisztaság-védelem
12. Hulladékgazdálkodás
13. Zaj- és rezgésvédelem
14. Sugárvédelem
15. Természet- és tájvédelem
16. Környezetinformatika
17. Környezetállapot-értékelés, Magyarország környezeti állapota, monitorozás
18. Környezetmenedzsment rendszerek
19. Hulladékgazdálkodás II.
20. Környezetmenedzsment és a környezetjog
21. Környezetvédelmi energetika
22. Transzportfolyamatok a környezetvédelemben
23. Környezetinformatika II.
24. Talajtan és talajökológia
25. Környezetvédelmi monitoring
26. Ivóvíztisztítás és víztisztaság-védelem
27. Levegőtisztaság-védelem és klímakutatás
28. Nukleáris mérési technológia környezetmérnököknek
29. Biztonságtudomány
30. Környezetállapot értékelés
31. Sugárvédelem II.
32. Szennyvíztisztítás korszerű módszerei
33. Környezetmérnökök katasztrófavédelmi feladatai
34. Környezetvédelmi analitika
35. Környezeti auditálás
36. Biofilmes és hibrid módszerek a szennyvíztisztításban

Felhasználási feltételek:

Az anyag a Creative Commons „Nevezd meg!-Ne add el!-Így add tovább!” 2.5 Magyarország Licenc feltételeinek megfelelően szabadon felhasználható.



Nevezd meg! — A szerző vagy a jogosult által meghatározott módon fel kell tüntetned a műhöz kapcsolódó információkat (pl. a szerző nevét vagy álnevét, a Mű címét).



Ne add el! — Ezt a művet nem használhatod fel kereskedelmi célokra.



Így add tovább! — Ha megváltoztatod, átalakítod, feldolgozod ezt a művet, az így létrejött alkotást csak a jelenlegivel megegyező licenc alatt terjesztheted.

További felhasználás esetén feltétlenül hivatkozni kell arra, hogy
"Az anyag a TÁMOP-4.1.1.C-12/1/KONV-2012-0015
téma keretében készült a Pannon Egyetemen."

Részletes információk a következő címen találhatóak:
<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/2.5/hu/>

Tartalomjegyzék

Ábrajegyzék.....	9
Táblázatok jegyzéke	11
Bevezetés.....	12
1. A Föld és életének alakulása napjainkig.....	14
1.1. A vizek „szennyezettségének” alakulása, alakítása a Föld fejlődése során	16
1.1.1. Szerves anyag keletkezése és mikrobiális átalakítása a Föld korai időszakában.....	16
1.1.2. Nitrogén átalakítási folyamatok az ósósceánokban	17
1.2. Szerves anyagok keletkezése, átalakítása a kiemelkedett kontinenseken - éghajlat	19
1.3. Emberi tápanyag termelés és szennyezésének és hatásai az ipari forradalomig.....	22
1.4. Az utolsó kétszáz év fejlődése a környezetszennyezésben, szennyvíztisztításban	23
Hivatkozások.....	24
2. Mikroorganizmusok a szennyvizek tisztításában	25
2.1. Az eleveniszapos, és biofilmes rendszerekben szaporodó mikroorganizmusok.....	26
2.2. A baktériumok szerkezete, összetétele	29
2.3. A prokarióták belső szerkezeti egységei	32
2.3.1. Citoplazma.....	32
2.3.2. Sejtmembrán.....	33
2.3.3. Sejtfal	33
2.3.4. Fehérje fonalacsák.....	33
2.3.5. Flagella	33
2.3.6. Extracelluláris polimerek.....	33
2.4. Szennyvíziszap termelés, iszapösszetétel	34
Hivatkozások.....	38
3. A baktériumok tápanyag átalakítása, hasznosítása, szaporodása.....	39
3.1. A mikroorganizmusok energiaforrásai, energiatermelése.....	40
3.2. A mikroorganizmusok általános tápanyag igénye.....	41
3.3. A baktériumok szaporodási sebessége	45
3.4. Nitrifikáció a biológiai szennyvíztisztítóban	46
3.4.1. Tápanyag ellátottság hatása a nitrifikációra	46
3.4.2. Ammónium és oldott oxigén koncentrációjának hatása.....	48
3.4.3. Hőmérséklet hatása a nitrifikációra	49
3.4.4. pH hatása a nitrifikációra	50
Hivatkozások.....	54
4. Mikroorganizmus rendszerek technológizálása	56
4.1. Eleveniszapos rendszerek.....	56

4.2.	Biofilmes rendszerek, biofilm és eleveniszap kombinációja	61
4.3.	A biofilmes és biofilmes-eleveniszapos kombinált technológiák fejlődése	63
4.3.1.	Kontakt biológiai ágyak	65
4.3.2.	Csepegtetőtestek	66
4.3.3.	Forgótárcsás kontaktorok	66
4.3.4.	Kombinált csepegtetőtestes - eleveniszapos rendszerek.....	67
4.3.5.	Biológiai szűrők	68
4.3.6.	Hibrid eljárások	68
	Hivatkozások.....	72
5.	Csepegtetőtestes szennyvíztisztítás	73
5.1.	A csepegtetőtest általános leírása	75
5.1.1.	Folyadék elosztó rendszer	76
5.1.2.	Biofilm hordozók	77
5.1.3.	A csepegtetőtest tartószerkezete, falazata	79
5.2.	A csepegtetőtestek levegőztetése	80
5.3.	Folyadék recirkuláció	80
5.4.	A csepegtetőtestek hidraulikus és szennyezőanyag terhelése	80
5.5.	Rendszerkialakítás	81
5.6.	A csepegtetőtestek biológiai terhelhetősége.....	83
5.7.	A csepegtetőtestek folyadékterhelése és nedvesítési problémái	84
5.8.	A csepegtetőtestek levegőztetése	86
5.8.1.	Természetes levegőztetés	86
5.8.2.	Kényszerlevegőztetés	87
5.9.	A csepegtetőtestes rendszerek kialakítása	88
5.10.	Tervezési szempontok.....	89
5.10.1.	Folyadék elosztó rendszer tervezése.....	89
5.10.2.	A csepegtetőtest anyagának megválasztása	90
5.10.3.	A csepegtetőtest magassága	91
5.10.4.	A csepegtetőtestek folyadék- locsolásának biztosítása.....	92
5.10.5.	A csepegtetőtestek makrofauna okozta üzemeltetési zavarai.....	92
5.11.	Csepegtetőtestek tisztítók üzemindítása	93
5.12.	Kombinált csepegtető testes, eleveniszapos megoldások.....	95
5.13.	Aktivált biofilterek (ABF).....	97
5.14.	Csepegtető test / szolid kontakt (TF/SC) megoldások.	97
	Hivatkozások.....	100
6.	Forgótárcsás kontaktorok (RBC-k)	102
6.1.	Az RBC-k tervezéséhez figyelembe veendő fő szempontok.....	105
6.1.1.	Megfelelő hordozó felület a biofilm részére	105
6.1.2.	pH és tápanyag mérleg.....	106
6.1.3.	Oxigénbevitel, vagy levegőztetés	106
6.1.4.	Folyadék és szerves anyag terhelés.....	107
6.2.	Hőmérséklet hatása a forgótárcsás kontaktoroknál	108
6.3.	Izszaphozam	108

6.4.	A forgótárcsás kontaktorok teljesítménye.....	108
	Hivatkozások.....	109
7.	Mozgó biofilm szűrős reaktorok (MBBR)	110
7.1.	Mozgóágyas biofilmes szűrők.....	111
7.2.	A mozgóágyas biofilmes szűrők tervezési szempontjai	115
7.3.	Biofilm hordozók	116
7.4.	Szerves anyag eltávolítás	118
7.4.1.	Nagyterhelésű rendszerek tervezése.....	118
7.4.2.	Normál terhelésű rendszerek.....	119
7.4.3.	Kisterhelésű rendszerek.....	119
7.5.	Nitrifikáció.....	120
7.6.	Denitrifikáció	122
7.7.	Utódenitrifikáció MBBR reaktorok esetében	122
	Hivatkozások.....	124
8.	Hibrid, biológiai szennyvíztisztítások	125
8.1.	Az integrált rögzített filmes és eleveniszapos rendszerek áttekintése.....	125
8.2.	A biofilm hordozó típusa	129
8.3.	Rögzített hordozós rendszerek.....	130
8.4.	Mozgó biológiai filmes hibrid rendszerek	133
8.4.1.	Habszivacs jellegű töltetek.....	134
8.4.2.	Merev mozgó töltetek.....	137
8.5.	Izlap tápanyag felvétele, növekedése a hibrid rendszerekben.....	138
8.6.	Mozgó biofilm hordozós rendszerek üzemeltetése.....	139
8.7.	A hibrid rendszerek tájékoztató tervezése fajlagosai	142
	Hivatkozások.....	143
9.	Aerob granulált iszapos rendszerek	146
9.1.	Izlapgranuláció aerob rendszerekben	146
9.2.	Az aerob izlapgranulációt befolyásoló főbb tényezők	147
9.2.1.	Tápanyag-összetétel hatása	147
9.2.2.	Szerves anyag terhelés hatása	147
9.3.	Az aerob granulált iszap tulajdonságai	148
9.4.	Mikroorganizmusok elhelyezkedése a granulátumon belül	148
9.5.	Aerob izlapgranuláció gyakorlati alkalmazása.....	148
	Hivatkozások.....	150
10.	Szuszpendált, vagy fluid-ágyas szennyvíztisztítás	151
	Hivatkozások.....	155
11.	A szennyvíztisztítás térfogati-teljesítménye növelésének egyéb kombinált lehetőségei	157

11.1. Iszaptömeg és térfogati-teljesítmény növelés speciális iszapgranulációval	157
11.2. Különleges iszapteljesítmény iszapgranuláció nélkül üzemi tisztítóban	161
Hivatkozások.....	163
<i>Utószó</i>	164

Ábrajegyzék

1. ábra: Napbolygók összetétele és hőmérséklete Naptól mérhető körpályáik távolsága függvényében	14
2. ábra: A Nap bolygóinak felszíni hőmérséklete	14
3. ábra: Napsugárzás időben lassan csökkent, a vízhőmérséklet gyorsan stabilizálódott: E-F ill. G-H görbék: Maximális üvegház hatással számolva, illetőleg ezen hatás nélkül	15
4. ábra: Földünk légköre összetételének változása. (Papp-Kümmel, 1992).....	17
5. ábra: A szárazulatokból 300 millió éve kialakult szuperkontinens és darabolódása.	20
6. ábra: A Föld jelentősebb karamboljainak hatása élővilágára.....	21
7. ábra: A baktériumok sematikus kiépítettsége.....	31
8. ábra: A fajlagos szaporodási sebesség [μ] és a rendelkezésre álló tápanyag koncentrációja közötti összefüggés	45
9. ábra: A nitrifikációra kedvező pH tartomány (Anthoisen, 1976).....	51
10. ábra: A toxikus „tápanyagok” hatása a fajlagos szaporodási sebességre.....	52
11. ábra: A bakteriális szaporodás zárt kemosztátban adott szerves tápanyag mennyiségének a fogyasztásával	53
12. ábra: Nitrifikálók részaránya az eleveniszapban különböző KOI :TKN tápanyagaránynál	58
13. ábra: Darabos kővel töltött csepegtetőtest és a felső folyadék elosztása.	75
14. ábra: Műanyag töltetes csepegtetőtest és felületének a szabályozott nedvesítése.	76
15. ábra: A csepegtetőtestek folyadék elosztása megfelelő központi adagolással.....	77
16. ábra: Jellemző rendszer kialakítás csepegtetőteszt szennyvíztisztításnál.....	82
17. ábra: Jellemző rendszer kialakítás iszapos vízzel is permetezett csepegtetőtest (Activated Biofilter – ABF) és azt követő rövid iszapkontakt (Solid Contact – SC) vagy eleveniszapos kezelés (Activated Sludge – AS) esetére (TF = csepegtetőtest).....	83
18. ábra: 3 dimenziós folyadék áramlási kép kialakulása a kereszt áramú műanyag töltetes csepegtetőtestek esetében, ha biofilm van a rendszerben (a), biofilm nélkül (b) (Lekhlif és társai 1994).....	85
19. ábra: Modern, hidraulikusan hajtott forgó elosztó rendszer (a), folyadék mennyiség szabályzó (b), a folyadék kiáramlás az elosztó vezetékéből (c), és az elosztó rendszer központi részének a kialakítása (d).	90
20. ábra: Tipikus csiga, amely a csepegtető test iszapjával táplálkozhat (a), a műanyag biofilm hordozó felületén kialakuló mozgásának a nyoma (b).	92
21. ábra: A nitrifikációs sebesség és biomassza akkumuláció kísérleti üzemű nitrifikáló csepegtető testek indítása folyamán. (Thörn és társai (1996)).	94
22. ábra: A TF/SC alapkiépítése (Parker és Merill, 1984).	98
23. ábra: Az RBC jellemző kialakítása és környezetbe illesztése.....	103
24. ábra: Függőlegesen elhelyezett szűrőpanel alsó levegőztetéssel ellátva (a); vízszintes kialakítású szűrők megfelelő merevítő csőrendszerrel a levegőztető elemek fölött (b).....	114
25. ábra: A levegőztető rendszer kialakítása a medencefenéken (a), valamint saválló elosztó csövek a medencefenéken 4 mm-es nyílásokkal az oldalukon (b).....	115
26. ábra: Egy adott hordozón kialakuló iszap a 4 lépcsős biológiai szűrő esetében.	116
27. ábra: A biofilm KOI eltávolítási határfoka a terhelés függvényében, valamint az üleptett vízben maradó lebegőanyag koncentráció a mozgó ágyas biofilmes szűrés után.....	119
28. ábra: A BOI eltávolítás a fajlagos BOI5 terhelés függvényében a nagyterhelésű mozgó ágyas biofilmes szűrésnél.....	119
29. ábra: A BOI5 terhelés és az oxigén koncentráció hatása a nitrifikációs sebességre 15 oC hőmérsékleten (a); a különböző lépcsők esetén mérhető nitrifikációs sebesség mozgóágyas reaktorsor esetén (b) (Hem és társai, 1994).....	120

30. ábra: Az oldott oxigén koncentrációjának hatása a biofilm teljesítményére kis ammónium koncentrációk esetén.	121
31. ábra: Denitrifikációs sebesség a hőmérséklet és a különböző segéd tápanyagok függvényében. (Rusten és társai, 1996)	122
32. ábra: Az IFAS tisztítás, valamint a hagyományos eleveniszapos tisztítás.	126
33. ábra: Rögzített hordozós elárasztott hibrid szennyvíztisztító.	131
34. ábra: Függőnszerű töltet beépítése az eleveniszapos medencébe.	132
35. ábra: A rögzített biofilmes hibrid rendszerek sematikus kiépítése.	132
36. ábra: A mozgó ágyas hibrid bioreaktorok elvi kialakítása.	133
37. ábra: Polietilénből kialakított szivacszerű biofilm hordozó.	134
38. ábra: Habszivacs biofilm hordozós hibrid IFAS rendszer kialakítása.	135
39. ábra: Empirikus összefüggés a tömegfajlagos nitrifikáló teljesítmény és a BOI/TKN arány között a hőmérséklet függvényében. (további meghatározó paraméterek: DO, %-os biofilm hordozó térkitöltés, tisztított víz ammónium koncentrációja).....	136
40. ábra: Empirikus összefüggés a térfogatfajlagos nitrifikáló teljesítmény és a hőmérséklet között. (további meghatározó paraméterek: DO, %-os biofilm hordozó térkitöltés, tisztítandó szennyvíz víz KOI koncentrációja).....	136
41. ábra: Egy Kamcsatka közeli, 22 ezer köbméter vízterhelésű szennyvíztelep nitrifikáló teljesítménye különböző szennyvíz-hőmérséklet tartományokban. (LEVAPOR GmbH, 2014 – Personal Communication).....	137
42. ábra: Klasszikus Kaldnes töltet (jobb oldali kép), valamint többrétegű biofilm hordozó a legkorszerűbb biochip lemezekkel (bal oldali kép).....	137
43. ábra: A merev hordozós, mozgó ágyas hibrid biofilmes-eleveniszapos rendszer sematikus kiépítése.....	138
44. ábra: A granulált iszap az ülepedési idő és a kicserélődési arány függvényében (Liu, Wang and Tay, 2005).....	146
45. ábra: Az air-lift reaktorok kialakítási elve.....	151
46. ábra: A Straas-i iszapvíz nitrogénmentesítő medence a granulálódó iszapjával.....	159
47. ábra: Az üzemeltetés szabályozása Straas-i iszapvíz nitrogénmentesítésnél.	160
48. ábra: A szennyvíztisztítás jövőbeni technológiájának egy lehetséges változata.....	160
49. ábra: A hódmezővásárhelyi szennyvíztisztító két iszapkörös kialakítása.....	161
50. ábra: A hódmezővásárhelyi két iszapkörös szennyvíztisztító második iszapköre tisztított elfolyó vízének az ammónium koncentrációja a hőmérséklet függvényében.....	162

Táblázatok jegyzéke

1. táblázat: Az <i>Escheria coli</i> jellemző összetétele (Indraham et al. 1983).....	30
2. táblázat: Heterotróf és nitrifikáló mikroorganizmusok kinetikai paraméterei 20 °C-on (Henze et al., 2002).	58
3. táblázat: Különböző csepegtetőtest töltetek fajlagos értékei.....	78
4. táblázat: Különböző csepegtető testes, eleveniszapos kombinációjú eljárásokra alkalmazható tervezési irányelvek	96
5. táblázat: Műanyag biofilm hordozók és formai kialakításuk	113
6. táblázat: A mozgó ágyas biofilmes szűrők általános kialakítási változatai	117
7. táblázat: Különböző terheléseknél várható BOI eltávolítási hatások és tisztított víz BOI5	118
8. táblázat: Elődenitrifikáció esetén tervezhető denitrifikációs sebességek a lakossági szennyvizek tisztításánál.	122
9. táblázat: Különböző biofilmes szennyvíztisztító rendszerek nitrifikáló teljesítményének az összehasonlítása.	153

Bevezetés

A Föld élővilágának a fejlődése a mintegy 4-4,5 milliárd évre ezelőttre becsülhető kezdetétől az utolsó, alig tízezer esztendeig az emberektől független volt. A növénytermesztés iparosításától lehetett csak elődeinknek számottevő befolyása az élővilágára. Ez egyértelműen az utolsó jégkorszak 10-20 ezer évvel ezelőttre becsülhető megszűntét követően történhetett. Ugyanakkor a mintegy 30 millió évvel ezelőtti időpontig tartott, lényegesen melegebb időszak alatt a növényi és állati környezet valószínűleg a tengerekben, édesvizekben, valamint a szárazulatokon is az aktuális környezeti feltételeknek (hőmérséklet, nedvesség) megfelelően alakult, stabilizálódhatott. Az emberi emlékezetben világszerte élő vízözön ezt a környezetet nem valószínű, hogy hosszabb távon befolyásolta volna. A teljes Földre kiterjedő tűzvész (bolygóval, kisbolygóval történő ütközés) hatásának emléke, ami a vízözönnél messze rombolóbb hatás lehetett a környezetre, emberiségre, nem él az emberek emlékezetében. Atlantisz tragédiája a vízözönnél sokkal bizonytalanabban jelentkezik a köztudatban.

Az emberiség ugrásszerű szaporodása a Földön az utolsó felmelegedést követő növénytermesztés beindulásával kezdődött. Környezetszennyezés a népesség növekedésével, agglomerációjával ugyan lassan fokozódott, de a Föld sós-, és édesvizeinek, talajainak az öntisztító kapacitása (mikrobiális lebontás, mineralizálás) egy ideig ezt még kompenzálni tudta. Kezdetben úgy, hogy kimerítve valamely kedvező adottságú terület tápanyagellátását, a nagyobb népcsoportok más, alkalmas területekre települtek át. Később a birodalmi központok kialakulása azután már helyenként szükségessé tette valamilyen vízellátási, szennyvízelvezetési rendszer kiépítését. Ez 4-6 évezrede kezdődött, s végül Róma esetében teljesült ki talán leginkább. Kiépítésének hiánya valószínűsíthetően több város elnéptelenedését is jelenthette.

A mintegy másfél évezrede megindult népvándorlások más szokásokat hoztak, ami az előző fejlődést, higiénés normákat mintegy ezer évre visszavetette. A nagy hódító hadjáratok során voltak természetesen súlyos járványok is, melyek az írott történelem időszakában a keresztes hadjáratok körüli időkben csúcsosodhattak ki.

A környezetszennyezés felgyorsulása az ipari forradalommal kezdődött csak igazán. Gyorsulása napjainkig is tart, bár nagyon sokat sikerült tennünk csökkentése érdekében az utolsó évtizedekben a világ fejlettebb térségeiben. A szennyvíztisztítási technológiák utolsó száz év alatt történt fejlesztésével, elsősorban az élővizek szennyezésének csökkentése lett eredményes. A szennyvíztisztítás kezdetben a szerves anyag eltávolítására koncentrált (víztestek oxigénhiányának megszüntetése), de napjainkra a nitrogén- és foszfortápanyag eltávolítás igényét is fel kellett ismerni.

A szennyvizek tisztítása egyébként a természet korábban is alkalmazott biológiai módszerinek a megfelelően intenzifikált változataival, valamint újabban kifejlesztett kémiai és termikus módszerekkel történik. Az évmilliárdok alatt kialakult mikroorganizmus-fajok a szennyezőanyag átalakító, immobilizáló munkájukat „iszapcsomókba” gyűlve, lebegő formában, vagy felülethez tapadva biofilmben végzik.

Ez a jegyzet a biofilmes szennyvíztisztítást és annak lebegő iszappal kombinált változatait (hibrid megoldások) kívánja részletezni. Ehhez azonban elengedhetetlen a lebegő iszapos, úgynevezett eleveniszapos szennyvíztisztítás megfelelő érintése is, azzal együtt, hogy arról

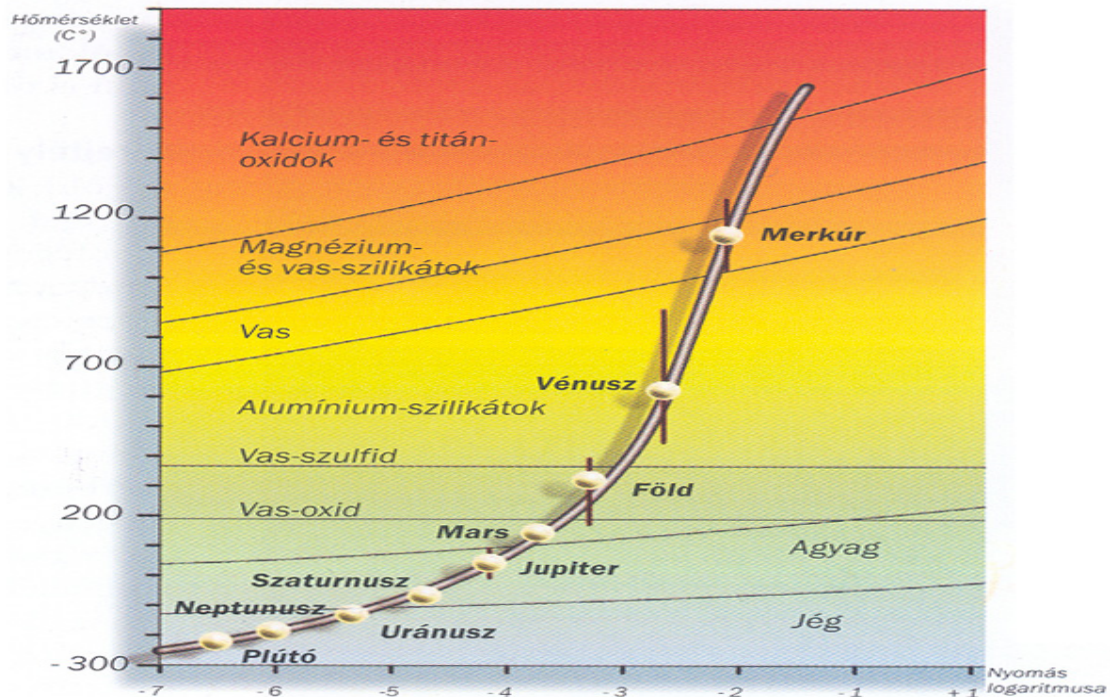
korábban már részletes jegyzeteket készítettünk. Mivel a lakossági vízfogyasztás biztosítását, vízforrásainak védelmét tekintjük elsődleges feladatnak, a tengervíz szennyezéséről, öntisztulásáról nem beszélünk. Mindezeket megelőzően azonban röviden arra is kitérünk, hogy a Föld környezete, vízkészlete milyen átalakulások során is jutott jelenlegi állapotába. Nem részletezzük ugyanakkor az édesvizek és a tengervíz minőségének az eltérését, mert a mikroorganizmusok az elmúlt évmilliárdok során mindkettőhöz megfelelően adaptálódtak. Az ember ugyanakkor közvetlenül csak az édesvizet tudja hasznosítani, holott a szervezetének kétharmadát képező víz sótartalma koncentrációjában inkább a tengervízéhez áll közelebb.

A „tisztá víz” és az ivóvíz minősége is nagyon különböző, de ezt sem kívánja részletezni az áttekintő. Nyilvánvaló, hogy a földfelszín oldható sóinak a földtörténet során a lefolyástalan állóvizekbe, tengerekbe kellett bemosódniuk. A szárazulatok lefolyással rendelkező állóvizeiből hosszú idő alatt édesvizek alakultak ki, melyek a bennük folyó mikrobiális és növényi élet eredményeként, adottságaiknak megfelelően, különböző mértékben fel is töltődtek, többnyire saját növényi produktumukkal. Ez a feltöltődés azonban nem az eredeti növény változatlan formában maradását jelentette. A növényi részek anaerob mikrobiális munka (lebontás, stabilizálás, mineralizálás) eredményeként döntően a cellulóz és lignin lebontási maradékként (tözegek) jelennek meg a földfelszín közelében. Ugyanezen maradékból a nem vízborított földfelületeken az aerob átalakítás eredményeként jött ugyanakkor létre a humusz, illetőleg humusz tartalmú talajréteg. A biológiailag igen lassan lebomló humusz kötött nitrogénjének a felszabadulása az egyik tényezője a talajok tartós termőképességének. A szerves anyagok gyors lebomlásának a termékei is hozzájárulnak ugyanakkor a talajok tápanyagellátásához annak a vízfázisában feloldódva (víz, ammónium, kénhidrogén, szulfát, foszfát és egyéb oldott sók). Egy részük ugyanakkor részleges kimosódásával a vízkör ciklikus anyagcseréjébe kerültek be. A leülepedett, részben átalakult, fedőréteg alá került szerves anyag geokémiai átalakulása a fentiekkel szemben olaj-, és szénrétegeket alakított ki számos térségben.

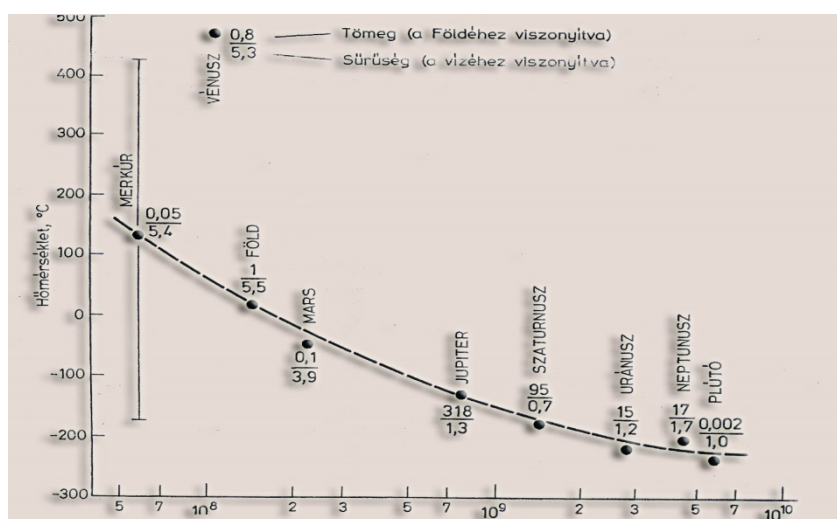
Szükségesnek érezzük a fenti átalakulások megértéséhez a szennyvíz tisztítását végző mikroorganizmusok rövid bemutatását, tevékenységük pontosítását, mert korábbi jegyzeteinkben erre nem fordítottunk kellő súlyt. Az iparszerű szennyvíztisztítás történetéről ugyan az eleveniszapos rendszereket illetően mindkét korábbi jegyzetünkben foglalkoztunk, ezért ebben csupán a biofilmes és azzal kombinált eleveniszapos változatokat tekintjük át, elsősorban azok műszaki fejlődését bemutatva, értékelve.

1. A Föld és életének alakulása napjainkig

A Föld az élő bolygó. Életét igen sok szerencsés adottságnak köszönheti. Ezek között talán legfontosabb, hogy egy hatalmas energiamentyiséget sugárzó csillagtól kedvező távolságban és össz tömegben összegyűlt anyagból áll, s felületét vastag víztakaró borítja. Szilárd részének anyagi összetételét egyébként éppen a Naptól levő távolsága, víz-, és gáz-halmazállapotú felszíni rétegét pedig a véletlenszerűen kialakult összes tömege határozta be (1. ábra és a 2. ábra).



1. ábra: Napbolygók összetétele és hőmérséklete Naptól mérhető körpályáik távolsága függvényében

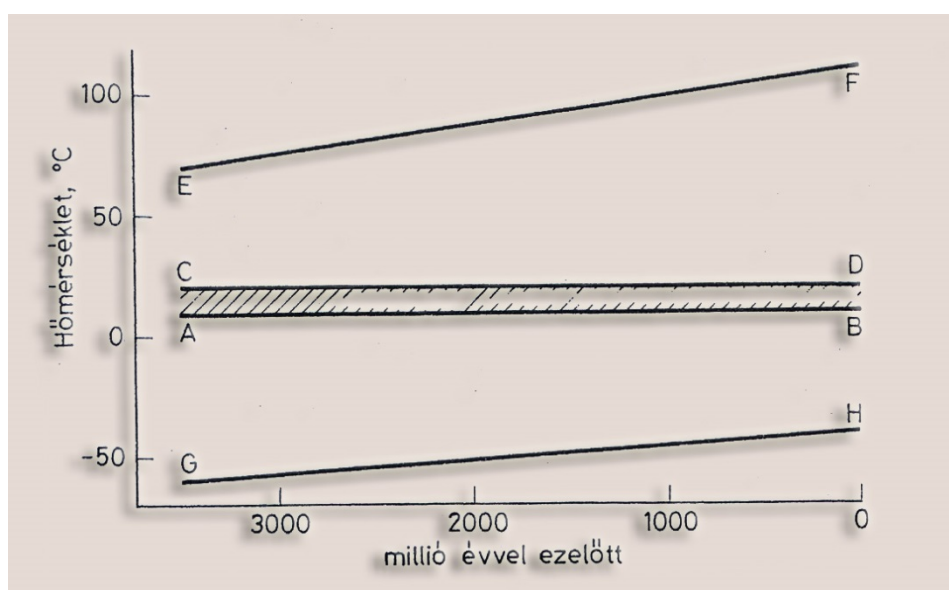


2. ábra: A Nap bolygóinak felszíni hőmérséklete

A Vénusznak alig kisebb a tömege a Földnél, mégis képtelen volt a víz megtartására, s légkörének döntő részét széndioxid alkotja, ami a **2. ábrán** látható üvegházhatást, s a Naphoz levő közelsége révén a látható magas felszíni hőmérsékletet eredményezi.

A Föld belső tömegének döntő része napjainkban is olvadt anyag (fajsúly szerinti szeparálódás), amelynek a nehezebb vas-nikkel magja a bolygók ciklikusan változó vonzásának eredményeként abban lassú, de állandó mozgásban, helyzetváltoztatásban van. Ez az olvadt, felette levő rétegek hasonló mozgását, s a kihülő külső, szilárd rétegek, táblák, kéreg folyamatos megtöredezését, vándorlását is eredményezi.

A megszilárdult felületet övező gáztérben azok a molekulák maradhattak csak meg, melyek tömege nagyobb 15 tömegegységnél, s így a bolygó tömegvonzása megszökésüket megakadályozhatta. A metán közülük a legkisebb molekulatömegű. Nyilvánvaló, hogy a kezdeti időszakban a Földnek jelentős hidrogénvesztesége is volt, de a hidrogén ugyanakkor vízzé is oxidálódott a forró oxidos kőzetekből elvonva az oxigént. A víz molekulái a maguk 18-as molekulatömegükkel a légkör stabil komponensei lettek a 17-es molekulatömegű ammóniával egyetemben. Más kérdés, hogy az ammónia egy részét a széndioxidhoz hasonlóan folyamatosan elnyelte a víz, ammóniummá és hidrogén-karbonáttá alakítva azokat. A Föld felszínét kihülésével, a vízgőz kondenzációját követően, hosszú időn át csak a kezdetben gyorsan, majd nagyon lassan tovább hűlő (**3. ábra**) folyékony vizes oldat borította. Az oldotta fel a szilárd felszíni rétegek vízzeloldható komponenseit, s nyelte el a vízzeloldható gázokat. Kezdetben, a szilárd kéreg kialakulását követően a víz-gáz anyagforgalom mozgatója kizárólagosan a Nap sugárzása és a tengerek hőmérséklete volt.



3. ábra: Napsugárzás időben lassan csökkent, a vízhőmérséklet gyorsan stabilizálódott: E-F ill. G-H görbék: Maximális üvegház hatással számolva, illetőleg ezen hatás nélkül

Nyilvánvaló, hogy a víz kondenzációja előtti időszakban a légköri nyomás a jelenleginek a sokszorososa lehetett, hiszen a jelenlegi átlagos vízborítottság gőzként 270 atmoszféra felszíni nyomást kellett jelentsen. Nagy kérdés a víz kialakulása is, amely egyébként a bolygó által befogott vízből is származhat, de részben keletkezhetett a hidrogéntermelés és az oxidos kőzetekből és a vasmag szenéből termelődött szénmonoxid, széndioxid reakciójának a termékeként is ($\text{CO} + 3\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + \text{H}_2\text{O}$).

1.1. A vizek „szennyezettségének” alakulása, alakítása a Föld fejlődése során

1.1.1. Szerves anyag keletkezése és mikrobiális átalakítása a Föld korai időszakában

A Föld kezdeti időszakában a víz gőz formájában volt jelen a bolygónkon. Feltehetően hamarosan kondenzálódott azonban a **3. ábrának** megfelelően, megteremtve a világtengereket, melyek gyakorlatilag annak a teljes felületét beborították. A prebiotikus időszakban először a szilárd, illetőleg forrongó tengerfenék forró vízzel történő kilúgozása, valamint a gáztér (öslégkör) ultraibolya sugárzás hatására lejátszódó kémiai átalakulásai lehettek a meghatározó átalakulási folyamatok. Az előző a tengerek sótartalmának a kialakulását, az utóbbi a tengerek szerves anyagokkal történő elszennyeződését eredményezhette.

A redukáló légkör fő komponensei a metán, hidrogén, ammónia, nitrogén és kénhidrogén lehettek. Az ammónia bizonyára a kondenzálódó tengervízbe oldódott be ammóniumként. Ha a jelenlegi teljes légköri nitrogén-tömeg akkor ammóniumként volt a tengerben, a koncentrációja 3 g/l körül lehetett abban. Mivel egy része nitrogéngázként lehetett a levegőben, feltehetően csak kisebb hányada kellett, hogy valamiképpen a későbbiekben a tengerekből nitrogénné alakuljon. Az ammónium a tengerekben lúgos pH-t okozott, fém sók ebben az időszakban történő kicsapódását, elsősorban a vas-szulfid kiülepedését eredményezte. Később a széndioxid savanyító hatására válhatott a víztakaró neutrális közelié.

A már említett prebiotikus szerves anyag, amelynek a keletkezési lehetőségét Miller (1952) igazolta először, beoldódott az akkor éppen kihülőben levő, majd stabilizálódott hőmérsékletű tengerekbe (**3. ábra**). A legelső élő szervezetek, az ősóceánokban ezeknek a szerves anyagoknak az anaerob hasznosítására alakulhattak ki, előbb termofil, majd mezofil hőmérsékletre adaptálódva a feltehetően az akkor még kevésbé fény-átjárta, vastag felhőréteg alatt. Az ekkor kialakult anaerob szerves anyag átalakítás maradványaként keletkezett biomasza a Földön gyakorlatilag a tenger üledéke lett, mivel csak 1 milliárd évvel ezelőtt lett elég vastag a földkéreg a szárazulatok kiemelésére.

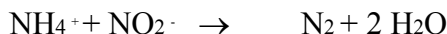
A tengerek kihülése során valamikor 4-3,8 milliárd évvel ezelőtt alakulhattak ki az ősóceánokban a legegyszerűbb élő szervezetek a légkör folyamatos (villámlások hatására jelentkező) szerves anyag és nitrogén-oxid termelésének, valamint a tengerekben bekövetkező, hasonló szerves anyag átalakulások termékeinek a hasznosításával, illetőleg hasznosítására.

Az anaerob biológiai átalakulások a szerves anyagokból metánt és széndioxidot termeltek, ami a légkörbe került. A metán a légkörből folyamatosan szerves anyaggá alakulva nagyrészt visszakerült a tengerekbe, biztosítva a metántartalom stabilizálódását a légkörben. A széndioxid koncentrációja lassan emelkedhetett, csökkentve a víz pH-ját, ami az anaerob hidrolízisnek kedvezett. A széndioxid koncentrációjának alakulását nehéz pontosítani, mert annak a hasznosítására is hamarosan kialakultak az algák. Ezek azt szerves anyaggá alakítva részben a szerves anyag ciklikus forgalmát, részben a vízi környezet oxigénellátását biztosították. Az algák szerves anyag produktumát a már említett anaerob átalakítók, majd később, az oxigén feldúsulása után a heterotróf mikroorganizmusok, a szerves anyag oxidálói is hasznosították. Az utóbbiak kezdetben talán éppen az algák felületének a

mikrokörnyezetében, valamilyen különleges szimbiózisban teheték ezt. Ennek ellenére a korai időszakban az intenzívebb vulkántevékenység miatt bekövetkező felhalmozódással a légkörben a széndioxid ciklikusan jelentős fel is halmozódhatott (6-10 atm parciális széndioxid-nyomás, illetőleg mennyiség) (Kasting-Howard, 2006).

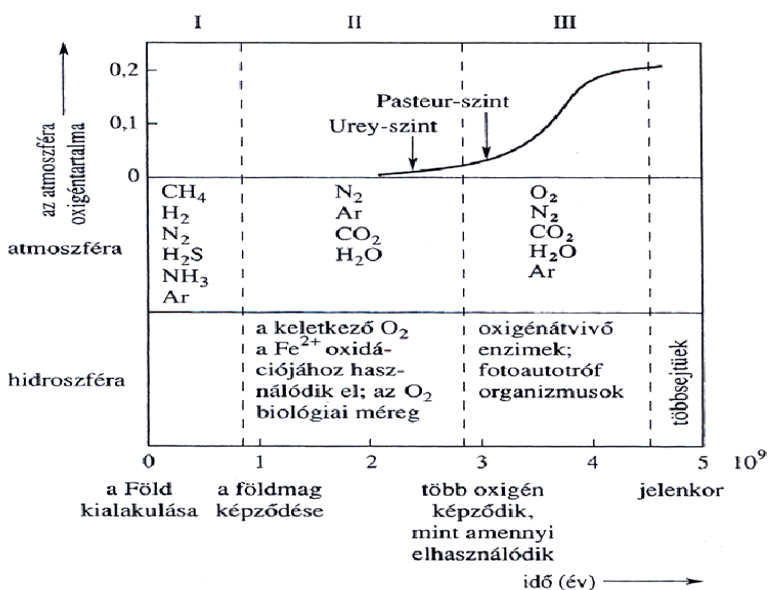
1.1.2. Nitrogén átalakítási folyamatok az ősóceánokban

Az algák a víz széndioxid, ammónium és foszfát tartalmából szerves anyagot és oxigént termeltek. Kezdetben, mintegy 2 milliárd évig ez a termelés csak minimális oxigén koncentrációt eredményezett az ősóceánokban. Ennyi oxigén is elegendő volt azonban a szerves anyag heterotrófokkal történő oxidációjának a kialakulásához. Ugyanekkor alakultak ki azok az autotróf (ammónium, hidrogén-karbonát és oxigén-hasznosító) mikroorganizmusok, melyek az ammónium ionokat kis oxigénkoncentráció mellett is nitritté tudták alakítani (ammónium-oxidáló baktériumok – AOB), valamint azok anaerob, ugyancsak autotróf együttműködői (anaerob ammónium-oxidálók - ANAMMOX), melyek a nitritet ammóniummal összekapcsolva nitrogént tudtak termelni (Wuchter et al., 2006). Az utóbbi átalakítás:



Mindkét fenti mikroorganizmus csoport hidrogén-karbonátból hasznosította a szén sejtananyag kiépítéséhez, amin túl természetesen redukált nitrogénre és ortofoszfátra is szükségük volt, amely viszont bőségesen volt a tengervízben. Így jöhetett létre a tengervizek ammónium-mentesítése az **4. ábrán** látható II jelű földtörténeti időszakban biológiai úton.

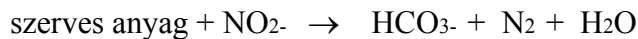
Az ammónium eltávolítása a vizekből a többsejtűek, majd később a vizek állatvilága kialakulásának előfeltétele is volt. A légköri nitrogén mennyisége (közel 1 atm parciális nyomás) mellett ezen időszak gázterében persze a 6-10 atmoszféra parciális nyomásnak megfelelő mennyiségű széndioxid lehetett a meghatározó komponens (Kasting-Howard, 2006).



4. ábra: Földünk légköre összetételének változása. (Papp-Kümmel, 1992)

Valamivel később, mégis ugyancsak az oxigén hiányos vízben alakulhattak ki a nitrit-redukáló autotróf mikroorganizmusoknak a legegyszerűbb heterotróf változatai, melyek a

nitrit, majd később a nitrát oxigénjét is tudták már a szerves anyag oxidációjára hasznosították a következők szerint:



A nitritből nitrátot előállító, autotróf nitrifikáló mikroorganizmusok kifejlődését az oxigén minimális koncentrációja persze még hosszú ideig megakadályozta. A fenti anaerob ammónium-redukáló autotróf mikroorganizmus-fajok (ANAMMOX) kialakulása a tengerek algái anyagának az anaerob lebontásakor keletkezett ammónium feldolgozásához is szükségsszerű volt az adott időszakban (Raymond, 2005).

Az oxigén koncentrációjának emelkedésével a denitrifikációt végző heterotróf fajok alternatív oxigénhasznosításra álltak át, előnyben részesítve az oxigént a nitrittel szemben. A tengerek oxigénmentes mélyebb, vagy iszapos térségeiben, valamint a minimális oxigénkoncentrációjú felszíni rétegeiben is ekkor még egyértelműen az anaerob ammónium oxidáció lehetett a meghatározó (Arrigo, 2005). A tengerek vízből ez a folyamat az első évmilliárdok során végül sikeresen eltávolította az ammóniumnak a döntő részét. Az ammónium hiánya ezért nagyságrendekkel meg kellett növelje ott a biológiai nitrogénfixálást (Olson, 2006).

Az azzal párhuzamosan egyre növekvő oxigéntermeléssel azután döntően változott a vizek mikrobiális életközössége. Ehhez a 2,9 és 2,5 milliárd évvel ezelőtt bekövetkezett első két teljes eljegesedéskor bekövetkezett vízhőmérséklet lehülés (Kasting-Howard, 2006; Kopp et al, 2005) is hozzájárult. Az olvadások után az oxigén koncentrációja a vizekben és az atmoszférában is még rohamosabban emelkedett. Fél milliárd év alatt a korábbi értékének a tízszeresére nőtt. 2 milliárd évvel ezelőttre így a légkörben a jelenlegi értéknek már a századát is elérhette. Nyilvánvaló azonban, hogy még ennél is később alakulhatott csak ki az ammónium oxidációjának ma klasszikusnak értelmezett, kettős oxidációs lépéses (Nitrosomonas, majd Nitrobacter) folyamata.

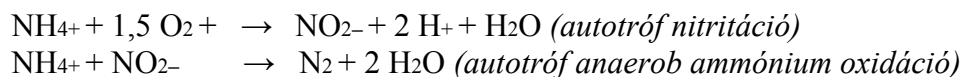
A fentiekben bemutatott mikroorganizmusok az őstengerekben szükségszerűen lebegő, vagy felülethez tapadt formában élhettek, szaporodhattak. A lebegve történő szaporodást egy kolloid-stabilizálódási folyamat segítette. A természetes kolloid részecskék ugyanis felszínükön a nagyobb tömegű szerves anionokat tartósabban megkötik (tömegvonzás), mint kisebb tömegű fém kationokat. Ettől a felületi töltésük negatív lesz. Ez a részecskék között elektrosztatikus taszítóerőt eredményez, stabilizálva azokat az összetapadás ellenében.

Hamarosan azonban az említett mikroorganizmusok olyan szerkezetet alakítottak (nyálkás, ragacsos, külső poliszacharid réteg), amely a felületükön történő tápanyag megtapadást, illetőleg azok más felületekhez történő dinamikus, majd később kellően stabil rögzülését is lehetővé tette. Így alakult ki már évmilliókkal ezelőtt a mikroorganizmusok lebegő, valamint rögzült „biofilm” formájában történő élete, szaporodása. Napjainkban az ilyen mikroorganizmusok és származékaik térben történő koncentrálásával, jó tápanyag (oxidáló anyag, levegő) ellátásával nyílik lehetőség a természetes szennyvíztisztítás (öntisztulás) technológizálására, intenzifikálására, fajlagos térfogati teljesítményének a növelésére.

Az utóbbi évszázadok alatt biológiai ismereteink ugyan rendkívüli mértékben bővültek, az előzőekben bemutatott anaerob ammónium oxidáció (ANAMMOX) egészen a múlt század kilencvenes éveinek az elejéig homályban maradt. Ma ez a szennyvíztisztítás egyik ígéretes fejlesztési iránya. Ugyan ma még csak az iszapvíz szeparált N-mentesítésére hasznosítja

döntően a gyakorlat, de már van a világon, Innsbruck mellett egy üzem, ahol a folyamat a tisztítás főágán is működik.

A nitrit ammóniummal történő autotróf biológiai redukciójának a lehetőségét (ANAMMOX) egyébként Broda (1977) a múlt század hetvenes éveinek végén már valószínűsítette, de csak egy 1985-ben indított fluid ágyas reaktorban tudták először kimérni a hatását. Újabb 10 év alatt ezeknek a mikroorganizmusoknak az azonosítása is megtörtént, majd a mélytengeri iszapokban is megtalálták őket, mint a Föld fejlődésének a maradványát. Gyakorlati alkalmazása újabb tíz év után valósulhatott meg igen lassú szaporodásuk miatt, valamilyen biofilmes iszapos formában. Egyszerűsített felírása képletekkel a következő:



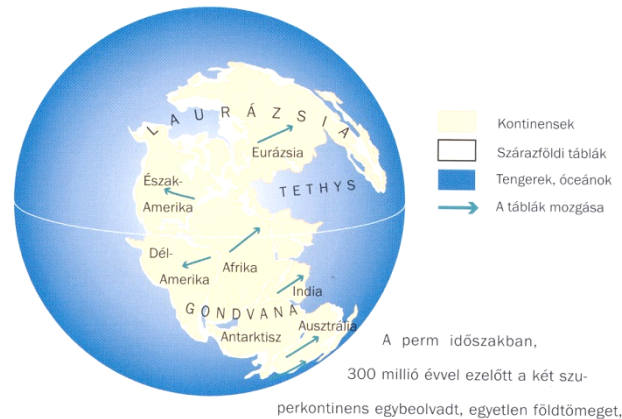
A nitrit és ammónium utóbbi összekapcsolására képes mikroorganizmusok környezetünkben az aerob és anaerob iszapokban is jelen vannak igen kis koncentrációban, s megfelelő körülmények között azokból igen lassan ugyan, de elszaporíthatók (Chamchoi - Nitorisavut, 2007). A nitrit és ammónium anaerob összekapcsolása ennek eredményeként napjainkban a szennyvíztisztítás rohamléptekkel fejlődő iránya (Ruiz et al, 2006; Mashego et al., 2007). Az ammónium ugyanis mindig feleslegben van a lakossági szennyvizekben. Ha azt ezen az úton lehet eltávolítani a szennyvíztisztításnál, a jelenlegi heterotróf redukcióhoz képest töredéknyi oxigén, illetőleg energia kell ahhoz, s jelentős szerves anyag mennyiség lehet megtakarítható (metántermelésre), s a tisztító széndioxid kibocsátása is annak megfelelően csökken.

1.2. Szerves anyagok keletkezése, átalakítása a kiemelkedett kontinenseken - éghajlat

Az egysejtűek, eukarióták, illetőleg az egyszerűbb többsejtű szervezetek kialakulása az oxigéntartalom utolsó növekedési szakaszának a közepére-végére, mintegy egymilliárd évvel ezelőttre tehető. Ezt követően indult ugrásszerű fejlődésnek a tengerek élővilága, indultak a legegyszerűbb tengeri növények, állatok az éppen kialakuló szárazulatok meghódítására.

A Föld kontinensei mintegy egy millió évvel ezelőtt emelkedtek ki jelentősebb felszínnel a bolygó víztakarójából. Ezt követően még két teljes eljegesedést feltételeznek a bolygó felületén, de azt követően mintegy 600 millió éve melege fordult az éghajlat és az óceánok vízhőmérséklete (Kasting-Howard, 2006; Kopp et al., 2005), ami az élővilág rohamos fejlődését tette lehetővé. A kontinensek felülete folyamatosan nőtt a szilárd talapzat hasonló vastagodása és teherhordó képessége eredményeként. Más kérdés, hogy az ennek során kiemelkedett kontinensek az egyes megszilárdult táblák szélein jelentkező kitéremkedések, vagy éppen besüllyedések (vízszintes irányú mozgások) eredményeként ciklikusan közeledtek, majd távolodtak egymástól. A Pangea kialakulásának időszakában egy hatalmas kontinens uralta a Földet, ami azóta sok apróbb kontinensre szakadt, jelentős áthelyeződéssel a bolygó felületén (5. ábra). Az ábrán látható egységek vándorlásának az eredménye a napjainkra kialakult földrész elrendeződés.

300 millió évvel ezelőtől
a 65 millió évvel ezelőtti időkgig:
a mezozoikum



5. ábra: A szárazulatokból 300 millió éve kialakult szuperkontinens és darabolódása.

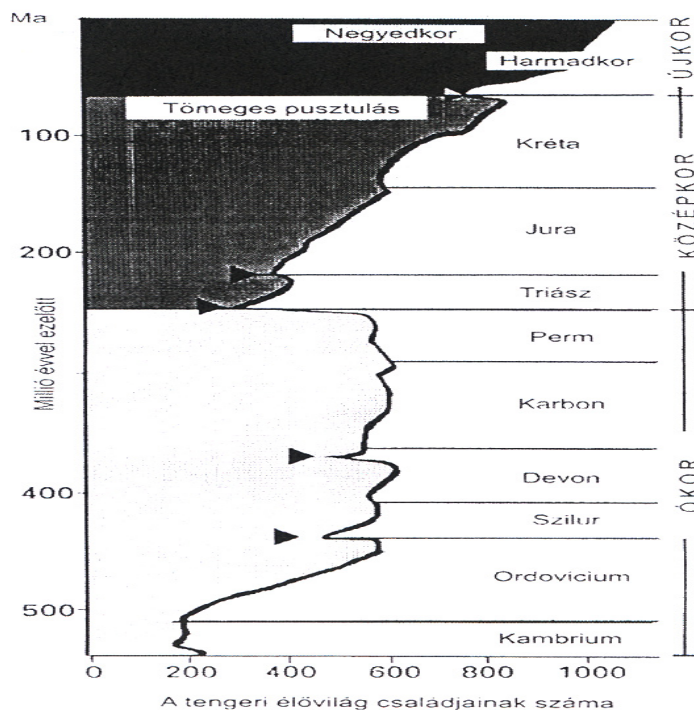
Az oxigén koncentrációjának növekedése az ózon védőpajzs kialakulását eredményezte. Ez már megvédte az élőlényeket a szárazföldön is az ultraibolya sugárzástól. Ez a növényzet és állatvilág tengerpart, illetőleg a szárazföld fele történő mozgását eredményezte. A növényzet, majd később az állatvilág mintegy 420-400 millió évvel ezelőtt lépett ki a tengerekből, a szárazföldek meghódítására. Előbb a tengerben, majd a szárazföldön is megjelentek a kétéltű (tüdővel lélegző) állatok.

A lassan kialakuló, területeikben és térségi elhelyezkedésükben változó, viszonylag alacsony kontinenseken a csapadékellátottság bőséges lehetett, kedvezve a növényzet mellett a vízi szervezetek szárazföldre vándorlásának, adaptációjának is. A növényzet elszaporodása az állatvilág kifejlődését megelőzően a karbon korban, mintegy 300 millió évvel ezelőtt érte el azt a mértéket, ami jelentős szerves anyag termelést, felhalmozódást eredményezett. Ebből a korból származnak a Föld-bolygó legnagyobb tömegben összegyűlt fosszilis energiakészletei. Ezekben döntően növényi lenyomatok találhatóak, ami az állatvilág fejlődésének az elmaradását mutatja a korai kontinenseinken. A karbonkor őserdei ennek megfelelően inkább a széltől, mintsem az állatvilágtól voltak hangosak.

A növényi produktum lebontására a tengerben kellett először a soksejtű élőlényeknek, állatoknak kifejlődni, majd azt követően indulhattak útra a kétéltűek révén a szárazulatokra. Az egyszerűbb szervezetek, baktériumok, gombák azonban ebben az időszakban is fontos szerves anyag átalakító tevékenységet folytattak, aminek eredménye a szerves anyagot tartalmazó felszíni talajréteg kialakulása lett. Ez a folyamatos csapadékhullás és felszíni vízmozgás eredményeként a felszínről ugyan a korai időszakban nagy mennyiségben mosódott a tengerekbe, de később a növényzet és maga a talaj víztartó képességének a növekedésével egyre nagyobb hányadában maradt a termőhelyén. A szerves anyag, a nagytestű növényevők trágyájának és egyéb növényi, állati maradványoknak a felszínen történt aerob átalakulása, stabilizálódása, komposztálódása, mineralizációja, tápanyagot szolgáltatott a növényzet további tápanyagellátásához, annak elburjánzásához a mindenkori helyi környezeti viszonyoknak (hőmérséklet, csapadék) megfelelően. A komposzt kialakulása máig sem kellően tisztázott. Pontosan ismert ugyanakkor, hogy kitűnő tápanyag raktár mind a

szerves anyag, mind a nitrogén (humuszvegyületek N tartalma és ioncserélt ammóniumja), mind a növényi szaporodáshoz szükséges számos mikro-tápanyag tekintetében (Szabó, 1986)

A növényzet erőteljes dominanciája előbb az azokat lebontó mikroorganizmusok, majd a soksejtű növényevő állatok fejlődését eredményezte. Ezt a fejlődést jelentősen megzavarták a Föld nagyobb méretű „űrszeméttel” történt ütközései, melyek esetenként az aktuális élővilág fajainak akár a felét is kipusztították (6. ábra). A jelentősebb ütközések szükségszerűen az alkalmazkodni képesebb egyedek továbbfejlődését eredményezte. A nagytestű növényevők végső kihalása a mintegy 65 millió évvel ezelőtt bekövetkezett igen jelentős hatással járt ütközésnek tulajdonítható. Ekkortól mintegy az utolsó 30 millió esztendőig a Földön ismét kellemes éghajlat uralkodott, majd 5 millió évvel ezelőtt jelentkezett egy újabb lehülés. A Föld talajrétegeinek, illetőleg elsősorban jégtakarója hasonló vizsgálatának eredményeként azonban az éghajlatnak egy hosszabb és rövidebb ciklusú változása figyelhető meg. Az első mintegy 26 millió év, az utóbbi 100 ezer év körüli. Pontos oka nem ismert, de feltehetően interplanetáris eredetű, ami persze esetleg a nap sugárzása ilyen ciklusú változásával is érvényesülhet a földön. Ez a mérések szerint százezer évenként viszonylagos lehülést (eljegesedést), illetőleg melegebb időszakokat eredményez a földfelszín megfelelő szélességi körei felett, a pólusokig terjedő térségeiben.



Az élővilág tömeges pusztulásának öt jellemző példája az utolsó 540 millió év folyamán (National Geographic 1999. február)

6. ábra: A Föld jelentősebb karamboljainak hatása élővilágára

Ezen belül a bolygónk egyes térségeiben a Földnek a Nap körüli keringése is hasonló, éves ciklusú éghajlatváltozást eredményez, melynek azonban a világtengerekre alig van hatása. Jelentős hatása van viszont az adott térségek növényzetére, ami az élő-növények kifejlődését eredményezte. A növényzet ilyen alakulása a földfelszínen ugyanakkor az évi növényi produktum előbb spontán hasznosulását, az utóbbi évezredekben azonban az emberiség általi tudatos hasznosítását is eredményezte. Ez gyakorlatilag az utolsó jégkorszakot követő jelentős népesség szaporodásnak, illetőleg tudatos növénytermesztésnek

a következménye. Ez az utolsó felmelegedés ugyanakkor viszonylagosan nagyon gyors volt, mintegy 15-20 ezer év alatt következett be és semmiképpen nem lehetett emberi tevékenység eredménye. Más kérdés, hogy az utolsó évek rendkívül meleg hazai nyaraiban már lehet ilyen hatás. Azonban mivel a Föld más területein az átlagos hőmérséklet kevésbé változott, az éghajlatváltozást illetően más mérhető adatokból lehet csak mérhető megállapítást tenni a Föld általános klímaváltozására. Sajnos a hőmérséklet alakulását az említetteken kívül még nagyon sok ismert és eddig ismeretlen tényező is alakíthatja, így nehéz bizonyosnak tekintenünk a jelentős klímaváltozásra, rohamos melegedésre vonatkozó előrejelzéseket. A tengervíz szintje százezer évenként száz métereket változik. Az utóbbi évtizedekben mért változás nem látszik igazolni a sarki jégtakarók olvadásának az egyre riasztóbb híreit.

1.3. Emberi tápanyag termelés és szennyezésének és hatásai az ipari forradalomig

Nagyon hosszú idő kellett a Földön a korábban bemutatott élet, környezet kialakulásától az ember megjelenéséig. Bizonyosnak tűnik, hogy a mai értelemmel rendelkező ember mintegy 50 ezer esztendővel ezelőtt indult világhódító útjára a tartósan kedvező éghajlatú térségből, Afrikából, majd igen rövid idő alatt meghódította többi kontinenseket is. Ezt követően még volt kemény jégkorszak a bolygó északi és déli pólusai környezetében, ezt azonban sikerült túlélnie. Az igazi fejlődése és elszaporodása azonban mintegy tízezer évvel ezelőtt, az utolsó jégkorszak után kezdődött, amikor talán éppen szaporodásának a felgyorsulása kényszerítette rá a növénytermesztésre, állattartásra.

A jobb tápanyag ellátással ugrásszerű népszaporodás következett be. Felismervén a talaj és öntözés fontosságát a növénytermesztésben, nagyobb lakóközösségekbe, lakószövetségekbe tömörültek egyes népcsoportok, míg más fejletlenebb, kulturálatlanabb, ugyanakkor vadabb, harciasabb népcsoportok azokat időnként kirabolták, leigázták. Kultúrájukat azonban többnyire átvették, mígnem ők is hasonlóképpen jártak. A fejlődés azonban a visszaesések ellenére tendenciózus maradt. A nagyobb közösségek együttélése megfelelő hatalmi struktúra kialakulását igényelte, illetőleg annak elfogadását a lakosság széles rétegei részéről. A néhány évezreddel korábban kialakult kultúrák ugyanakkor még nem ismerték fel pontosabban a növénytermesztés tápanyagigényét, ami azoknál esetenként túlöntözést és a talaj tönkretételét eredményezte.

Ebben az időszakban ugyan már voltak kisebb városok, városállamok, azonban ezek célirányosan olyan területre építkeztek, ahol a vízellátás könnyen biztosítható volt. Ezt az időszakot tekinthetjük mégis a vízellátás megszületése időszakának. Történelmi emlékei mintegy 4-5 ezer esztendő távlatába nyúlnak vissza a mezopotámiai térség, Egyiptom és India építészetében. Az igazán nagy városok azonban mintegy kétezer évvel ezelőtt alakultak ki a görög és itáliai térségben. Itt sem sok, s közülük a legnagyobb Róma lett. Róma vízellátása már komoly feladat volt, ami hatalmas vízvezeték és víztározó kapacitás kiépítését igényelte. Megépítését követően a szennyvízelvezetés is szükségessé vált a fürdőkultúrájáról is híres birodalmi központban. Ez a kultúra több száz éven keresztül virágzott, s vele a környezet vízfelhasználásból származó szennyezésének a védelme is. Túlzottan sokat azonban ilyen időtávlatban erről sem tudunk, hiszen a város szennyvizét összegyűjtését követően hatalmas szennyvízcsatornán a városból kivezetve a tengerbe juttatták. A tenger öntisztító kapacitása ezt akkor még könnyedén feldolgozta.

A Római Birodalom 476-ban bekövetkezett bukása már az időközben jelentkezett erős népvándorlások, népáradatok következménye volt. A hunok betörése nem tartott sokáig, s tervezett hatalmas birodalmuk kiépítésének szándéka mellett nem hagytak különösebb nyomot a vízellátás, szennyvíztisztítás fejlesztésében. Talán ugyanez elmondható az őket követő trójai gyökerekkel rendelkező Frank Birodalomról is, továbbá a német-római császárságról is. Róma továbbra is fennmaradt ugyan, a vízgazdálkodás tekintetében azonban ott is abban hatalmas visszafejlődés következett be. Persze más lassan fejlődő európai hatalmi központokban ugyanilyen rossz volt a helyzet, ami a keresztes hadjáratok fertőzőhordozó segédletével Európában hatalmas járványokat eredményezett. A közegészség a felvilágosodással valamelyest javult, de a környezet szennyezése egyre fokozódott. Az ipari forradalommal ez azután tovább gyorsult, részben a termelés növekedése, részben a lakosság koncentrációja eredményeként.

1.4. Az utolsó kétszáz év fejlődése a környezetszennyezésben, szennyvíztisztításban

Az ipari forradalom indította be igazán a tömegtermelést, s vele a lakosság termelőhelyek körzetébe történő koncentrációját. A lakosságnak szükséges ruházatot a textilipar, a szerszámokat, gépeket a fémfeldolgozó ipar állította elő a nagyvárosokban. A vidéken termelt élelmiszert előbb még vidéken dolgozták fel közforgalmú élelmiszerekké, majd később az élelmiszer-feldolgozó ipar is a nagyobb városokba települt. A vezetékes vízellátás kiépítésével (19. század végétől kezdődően) szükségszerű lett a szennyvizek hasonló gyűjtésének kiépítése is. Ez kezdetben Rómához hasonlóan a szóba jöhető vízfolyásokba juttatta szennyezőanyagokat. A szennyvizet így még évtizedekig a városokon átfolyó patakokba, folyókba, élővizekbe vezették. Azok öntisztító kapacitásának kimerülése, az élővizek szeptikussá, bűzőssé válása tette szükségessé a szennyvíz tisztítására alkalmas nagyüzemi módszerek fejlesztését, kialakítását.

Nem volt nehéz felismerni, hogy a folyókban az öntisztulás a levegőből azokba bejutó oxigén segítségével történik. Az üzemesítést ezért valamilyen mesterséges levegőztetéssel lehet biztosítani, intenzifikálni. Mivel felismerték azt is, hogy a tisztítást valamilyen apró mikroorganizmusok végzik lebegő, vagy felülethez tapadt formában, vagy az iszapos víz levegőztetése, vagy egy mikroorganizmusok megtapadását biztosító felület megfelelő tápanyag és oxigénellátása, nedvesítése a tisztítás alapfeladata.

Az is nyilvánvaló volt, hogy a szennyező szerves anyagok vízből a talajban levő mikroorganizmusok segítségével is eltávolíthatók, azonban ehhez is megfelelő oxigénellátást kell biztosítani a szagosodást, hidrogén-szulfid képződést eredményező anaerob viszonyok elkerülése érdekében. Ugyanakkor az is nyilvánvalóvá vált, hogy valamilyen mikroorganizmusok levegőztetés nélkül, tehát anaerob környezetben is lebontják a szerves anyagot metán és széndioxid keletkezése közben (mocsarak anaerob gázosodása). Ez a sűrű iszapos anyagok esetében tehát jelenthet tovább feldolgozási lehetőséget. Nyilvánvalóvá vált ugyanis, hogy az anaerob lebontásnak gyakorlatilag alig van iszaptermelése, szemben az aerobbal, amely csak a szerves anyag felét tudja a lakossági szennyvíz aerob tisztításánál mineralizálni, a másik fele iszapmaradék lesz. Az anaerob átalakításnak ugyanakkor nincsen oxigénigénye sem, és értékes (széndioxid tartalmú metánt) biogázt termel. Az oxigénigény és az iszap költség, velük szemben a biogáz hasznosítható energia.

Mindezen átalakítások sorozatának a felismerése vezetett mintegy száz esztendeje a vizek oxigéntartalmát folyamatosan felemésztő szerves szennyezőanyagok eltávolításának a technológizálásához, majd később tökéletesítéséhez a szerves anyagok mellett a növényi tápanyagok, a nitrogén és foszfor eltávolítására is. További feladat az intenzifikálás volt, a tisztítás minél kisebb térfogatban (beruházási költség) történő megvalósítása. Az utóbbi évtizedekben már az energiahiány jelentkezésével az is nyilvánvalóvá vált, hogy a szerves anyagból elsősorban metánt kellene előállítani, majd abból villamos energiát a levegőellátás biztosítására. Napjaink egyik fő problémája a fentiekén túl a biogáz termelés után is maradó, biológiailag stabil szilárd anyag (maradék) további hasznosítása. Ezt elsősorban az abban koncentrált nehézfémek és le nem bomlott szerves anyag (elsősorban gyógyszer) maradványok nehezítik meg.

Hivatkozások

- Arrigo, R. A. (2005) Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature*, 437, 349-355.
- Broda, E. (1977) Two kinds of lithotrophs missing in the nature. *Z. Allg. Microbiologie*, 17 (6) 491-93.
- Chamchoi, N., Nitorisavut, S. (2007) Anammox enrichment from different conventional sludges. *Chemosphere*, 66 (11) 2225-2232.
- Kasting, J. F., Howard, M. T. (2006) Atmospheric composition and climate on the early Earth. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*. 361 (1474) 1733-1742.
- Kopp, R. E, Kirschvink, J. L., Hilburn, I. A., Nash, C. Z. (2005) The Paleoproterozoic snowball Earth: a climate disaster triggered by the evolution of oxygenic photosynthesis. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 102 (32) 11131-6.
- Mashego, M. R., Rumbold, K., De Mey, M., Vandamme, E., Soetaert, W., Heijnen, J. J. (2007). Microbial metabolomics: past, present and future methodologies. *Biotechnology letters*, 29 (1) 1-16.
- Olson, J. M. (2006) Photosynthesis in the Archean era. *Photosynt Res.*, 88 (2) 109-117.
- Papp, S., Kümmel, R. (1992) Környezeti kémia. Tankönyvkiadó, Budapest
- Raymond, J. (2005) The Evolution of Biological Carbon and Nitrogen Cycling - a Genomic Perspective. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 59(1) 211 - 231.
- Wuchter, C., Abbas, B., Coolen, M. J. L., Herfort, L., van Bleijswijk, J., Timmers, P., Strous M., Teira, E., Herndl, G. J., Middelburg, J. J., Schouten, S., Damsté, J. S. S. (2006) Archaeal nitrification in the ocean. *Proc Natl Acad Sci USA* 2006
- Szabó, M. (1986) Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

2. Mikroorganizmusok a szennyvizek tisztításában

A bevezető részekben már említés történt róla, hogy a mikroorganizmusok, baktériumok felületekhez tapadó biofilmbe vagy a vízben lebegő iszappelyhekbe tömörülve végzik a szerves anyag és az egyéb makro-tápanyagok (N és P) eltávolítását. Az iszappelyhek folyamatosan aprózódnak, majd újra nagyobb méretű egységekbe állnak össze. Méretük 30-130 mikron között változik a mindenkori nyíróerők nagysága függvényében. A biofilm részben éppen a kisebb nyíróerő miatt tud kialakulni valamely hordozófelületen. Ennek a vastagsága ezért a néhány száz mikrontól a több milliméterig is változhat. Míg az iszappelyhek tápanyag ellátottsága a folyamatos megújulás miatt nagyjából homogén, s a tápanyag egyenletes eloszlását döntően a folyadékkonvekció biztosítja, abban a különböző mikroorganizmus fajok is homogén eloszlásban találhatóak. A biofilmnél a tápanyag csak egy vékony felületi rétegbe jut be konvekcióval, míg a biofilm döntő részében a koncentrációgradiens révén kialakuló diffúzió biztosítja csak a tápanyagok mikroorganizmusokhoz történő eljutását.

A heterotróf baktériumok fő tápanyaga a szerves anyag és az oxigén. Ez a biofilmnél a felszíni rétegben lesz jelen legnagyobb koncentrációban, így szaporodásuk is ott lesz a legnagyobb. Itt gyakorlatilag el is fogyasztják az eltávolítandó szerves anyag döntő részét. Nagyobb sejthozamuk révén így ebben a rétegben dominánssá válnak még a gyakoribb filmleszakadás mellett is. A mélyebb biofilm rétegekben viszont így már jelenlétük kisebb részarányú a náluk sokkal lassabban és kisebb sejthozammal szaporodó nitrifikáló autotrófokkal szemben. Az ammónium a lakossági szennyvizeknél a mélyebb rétegekbe is bőségesen eljut, s ott az oxigénellátottság mértékének megfelelően oxidálódik. Az ennél is mélyebb biofilm rétegekben az iszap hidrolízise, s egyidejűleg döntően talán heterotróf mikroorganizmusokkal történő denitrifikáció folyhat. Itt azonban számos autotróf mikroorganizmus faj is képes denitrifikáció biztosítására.

A biofilm lemezszerűen kiépülő mikroorganizmus-rétegei eredményeként többfázisú reaktorként működik a közel homogén eleveniszappal szemben. Viszont a biofilmben lévő baktériumok szaporodását gyakorlatilag azok mindenkori tápanyag-ellátottsága határozza meg. A szerves tápanyagnak és az oxigénnek is megfelelő mértékig be kell jutni a biofilm réteg belsejébe, hogy a lebontási folyamatok ott érvényesüljenek (Kárpáti, 2007, Fazekas és társai, 2013).

A mikroorganizmusok összetapadását a biofilmben is a sejt felületét beborító biológiai termékek, poliszaharidok eredményezik, mint az eleveniszap sejtjeinél is megfigyelhető. Elképzelhető azonban, hogy ennek a polimer terméknek mind a szerkezete, fehérje tartalma, molekulatömeg eloszlása, mind a fajlagos mennyisége is lényegesen eltér az eleveniszapos rendszerekben kialakulótól, különösen a mélyebb rétegekben koncentrálódó nitrifikáló és denitrifikáló fajok esetében. Ezt ugyan nem mérték ki adatszerűen, de a valószínűsége fennáll, hiszen az iszap oxidációja egy biofilmes rendszernek a mélyebb rétegeiben sokkal nagyobb mértékű, mint az eleveniszapban, melyekben elsősorban a heterotróf biológiai szaporulat a domináns. Az iszaphozam csökkenéséhez biofilmnél az is hozzájárulhat, hogy a mélyebb rétegeiben anaerob folyamatok dominálhatnak, amely ugyancsak a keletkező mikroorganizmus tömeg (fölösizap) fokozott elbontását, újrahasznosítását teszi lehetővé.

Az eleveniszapban és a biofilmekben is a mikroorganizmusok munkájának fontos része, a kolloid méretű szennyezések, nagyobb szerves molekulák elsődleges hidrolízise, fermentációja a sejtben történő oxidációt és asszimilációt megelőzően exocelluláris enzimtevékenység révén. Az így kisebb tömegűvé aprított szerves molekulák azt követően a baktérium sejtmembránján keresztüljutva, annak a belsejében kerülnek feldolgozásra. Ehhez persze egyidejű oxigénbevitel (transzport), ill. széndioxid eltávolítás is szükséges a sejtbe, illetőleg a sejtől. A két fő tápanyag a szerves karbon, valamint az oxigén (autotrófoknál

ammónium, hidrogénkarbonát és oxigén) mellett, a mikroorganizmusok szaporodásához, iszaptermeléséhez nitrogén (redukált vagy oxidált) és foszfor (ortofoszfát) is szükséges.

A biofilmek esetében ez a lebegőanyag immobilizálás döntően a felületi rétegben következik be. Itt folyik a hidrolízis, fermentáció és a heterotrófok szaporodása is. A szerves tápanyag ennek eredményeképpen elég korlátozottan jut csak a mélyebb rétegekbe. A kisebb ammónium ionok viszont a nitrifikációjukkal kialakuló koncentrációgradiens eredményeként a nitrifikáló biofilm rétegbe is bejutnak. Ha megfelelően kicsi a szerves anyag terhelés, illetőleg nagy a folyadékfázis oxigén koncentrációja, az oxigén is eljut ebbe a nitrifikáló rétegbe. A heterotrófok ott nem veszik el a nitrifikálóktól az oxigént, s megfelelő mikrobiális szelekció alakul ki.

Mint már említettük, a nitrát a nitrifikáló réteg alá is bejut. Ott az iszaphidrolízis biztosít szerves tápanyagot a heterotróf denitrifikációjához. Más kérdés, hogy hosszú üzemeltetés (adaptáció) után az ilyen biofilmek alsó rétegeiben anaerob ammónium eltávolításra is kifejlődhetnek a korábbi fejezetben már bemutatott anaerob ammónium-oxidálók, amit a gyakorlat egyértelműen bizonyított. Éppen ilyen biofilm rétegekből sikerült 4 év alatt ipari méretű anaerob oxidációt kialakítani a kétezres évek elején (Wett 2006)

Egyébként mind az eleveniszapos, mind a biofilmes rendszerek tápanyagellátása szempontjából fontos a szennyvíz durva, lebegő szennyezőinek az előzetes eltávolítása. Az eleveniszaposoknál egy hagyományos előülepítés szolgálhatja ezt, míg a biofilmes rendszereknél azt még fokozni célszerű valamilyen fizikai kémiai kezeléssel, a lebegőanyagok koaguláltatásával, flokkuláltatással, majd azt követő ülepítésével.

A biofilm felületéről természetesen a biológiai szaporulat ciklikusan leszakad, s azt kell az utóülepítésnek eltávolítani a tisztított vízből a kibocsátását megelőzően. A megvastagodott biofilm részek leszakadását a biofilm felszínén áramló folyadék biztosítja. Kedvezőtlen sajátsága viszont az így leszakadó biofilm részeknek, hogy könnyen aprózódnak a turbulens folyadékokban, és elég nehezen ülepíthetők ki a biofilmes tisztítás utáni fázis-szeparációnál. Ez azt eredményezi, hogy a tisztán biofilmes tisztítás a nagyobb elfolyó víz lebegőanyag tartalom miatt általában gyengébb minőségű tisztított vizet produkál, mint az eleveniszapos tisztítás. Éppen ezért került sor már sok évtizeddel ezelőtt, a két rendszer, a biofilmes és eleveniszapos együttes hasznosítására (térben szeparált, mégis kombinált, egymást követő kialakítású rendszerek), hogy tisztább elfolyó vizet produkálhassanak.

A tisztítást, illetőleg annak az iszaphozamát azonban a már többször említett autotróf és heterotróf baktériumok mellett az iszap egyéb magasabb rendű szervezetei, konzumálói is befolyásolják. Éppen ezért együttesük egyedeinek, csoportjainak a rövid áttekintése mindenképpen célszerű lehet tevékenységük pontosabb vizsgálata előtt.

2.1. Az eleveniszapos, és biofilmes rendszerekben szaporodó mikroorganizmusok

A szennyvizekben élő, illetőleg a szennyvizek tisztítóiban nagy koncentrációban elszaporított mikroorganizmusokat alapvetően két csoportba sorolhatjuk. Az első csoport az eukarióták, második a prokarióták. Az első csoportba tartoznak a sejtmaggal rendelkező egy vagy többsejtű szervezetek. Ezeknek nagyon strukturált sejtszerkezetük van (növények, algák, gombák, valamint a szennyvizek többsejtű, magasabb fejlettségű állatvilága). Ezek között megemlíthetők a nematodákat, rotifereket, melyeknek speciális funkciója, a szennyvíziszap fogyasztása, mintegy tovább feldolgozása, mennyiségének csökkentése a vízben. A szennyvizek tisztításában a meghatározó szerepük mégis a prokarióta baktériumsejteknek van. Ezek a szerves anyag, illetőleg ammónium egy részét oxidálják, a többi részét elsődlegesen asszimilációra (iszaptermelés) hasznosítják. A szerves anyag, vagy ammónia részleges

oxidációja biztosítja az asszimilációhoz szükséges energiát. Az utóbbihoz foszfátot és kenet is hasznosítanak.

Más fajaik a szerves anyagból hidrogént tudnak előállítani, amit azután metánná képesek átalakítani. Ennek az átalakításnak igen kicsi az energianyeresége, így a fajlagos iszaphozama is. Kedvező körülmények között ugyanakkor ez az átalakítás igen nagy sebességgel, s így nagytérfogati teljesítménnyel is történhet. Ugyanez igaz az ammóniumot és nitritet nitrogénné összekapcsolni képes mikroorganizmus csoportra is. Az utóbbiak egyaránt nagyon kompakt golyók formájába rendeződve képesen teljesítményük ilyen növelésére, ami arra enged következtetni, hogy ott is valamilyen biofilmes szelekció játszhat fontos szerepet az elszaporodásukban, s rendkívüli aktivitásukban.

A prokarióták sokkal egyszerűbb sejtszerkezetűek, mint az eukarióták. Egyértelműen kifejlett sejtmaggal sem rendelkeznek, ugyanakkor ezek tevékenysége mégis a meghatározó az oxigénnel, vagy oxigén nélkül történő szerves anyag átalakításnál, természeti körforgalomba történő visszajuttatásnál. Ez a szerves anyagnak a lebegő szennyvíziszappá, valamint vízzé, széndioxidá, metánná, nitrogénné alakítása. Az eukarióták közül a szennyvizek tisztításában az egysejtű szervezeteiknek van lényegesebb szerepe, ezek a protozoák és a gombák. Ezek vesznek részt viszonylag nagyobb hányadban a szennyvizek tisztításában, bár kedvezőtlen esetekben az algák is rendkívüli módon elszaporodhatnak egy szennyvíztisztítóban.

A prokarióták fő csoportjai is lényeges eltérésekkel rendelkeznek. Közös azonban náluk, hogy a méretük hasonló tartományba esik, általában kisebb 5 mikronnál. Rendszerint fél-egy mikron körüliek. A baktériumok nagyon sok csoportba, alcsoportba sorolhatók, sőt azok pontos azonosítása is meglehetősen nehézkes. A mikroorganizmusok közül számos grampozitív és gramnegatív csoport különböztethető meg, amely differenciálása speciális festést követő mikroszkópos megkülönböztetéssel lehetséges. Közöttük találunk ugyan az emberre kedvezőtlen, fertőző szervezeteket is, de ezek relatív mennyisége kicsi.

Az anaerob környezetben életképes mikroorganizmusok között is több csoportot különböztethetünk meg. Vannak különlegesen sótűrő fajok. Más csoportok metán termelésére képesek. Megint mások rendkívül nagy hőmérsékletet is elviselnek. Vannak olyan fajok is, amelyek még a forrpontról körüli hőmérsékleten is életképesek. Egy feltételezett csoportja a mikroorganizmusoknak nagyon nagy hőmérsékletű vizes környezetben, a tenger mélyén is szaporodhat. Ezek pontos munkájáról, átalakításairól azonban napjainkban még elég keveset tudunk.

A mikroorganizmusokat azért nevezzük mikroszervezeteknek, mert egyrészt méretük valóban a mikrométer tartományba esik, másrészt ezek szabad szemmel nem láthatók. Egy biológiai szennyvíztisztító rendszer, illetőleg annak az iszapja a mikroorganizmusoknak mindig nagyszámú csoportját tartalmazza. Ezek közül egyesek elsősorban a lebegő részek hidrolízisét végzik, mások speciálisabb tápanyagok átalakításában vesznek részt, mint az ammónia és a foszfor eltávolítás, illetőleg számos fajtájuk nem levegőztetett anaerob környezetben végzi el a szerves anyag mineralizációját. Ennek ellenére elmondható, hogy egy eleveniszapos vagy biofilmes rendszerekben viszonylag kisszámú baktériumfaj végzi az összességhez képest a biológiai tisztítás döntő részét.

Ennek megfelelően szennyvíztisztítás baktérium populációját mindenképpen vegyes kultúrának tekinthetjük, melyekben az egyes egyedek többnyire részfeladatokat végeznek, illetőleg hozzájárulnak más mikroorganizmusok tápanyagellátásához, tevékenységének előkészítéséhez is. Mintegy szimbiotikus munkavégzés történik az ilyen rendszerekben. A vegyes kultúrában az átlagos növekedési sebességük is esetenként jobb, mint a tiszta kultúrákban. Más kérdés, hogy különleges környezeti körülmények kedvezőek lehetnek egyes mikroorganizmus fajok fokozott elszaporodásához (szelekció), dominanciájához. Ilyen például a foszforakkumuláló heterotróf mikroorganizmusok csoportja, amelyek környezeti körülményeik (anaerob – aerob) ciklizálásával és speciális tápanyag hasznosításukkal képesek

fokozott szaporodásra és polifoszfátnak a sejtjeikben, granulumok formájában történő betárolására. Kis molekula tömegű zsírsavak, elsősorban ecetsav az, ami ezek speciális elszaporodását, vagy tevékenységét (polifoszfát akkumuláció a sejten belül) generálja. Hogy ezek elszaporodhassanak egy eleveniszapos, vagy biofilmes szennyvíztisztító rendszerben, szükségsszerű a tisztítási lépcsőknek a speciális megtervezése, kivitelezése, üzemeltetése, egyébként ilyen foszfor akkumuláció a sejtekben, s vele az eltávolításra és tovább feldolgozásra kerülő fölösiszapban nem tud kialakulni (Kárpáti et al., 2007).

Mint már említésre került, a baktériumok mellett olyan eukarióta, sőt többsejtű szervezetek tevékenysége is fontos a szennyvíztisztításnál, melyek a tisztítást éppen a szabadon úszó baktériumok folyamatos befogásával, felfalásával, hasznosításával segítik. Ezek között az eukarióta organizmusok között a protozoák a legfontosabb heterotróf szerves tápanyagfogyasztó szervezetek. A tápláléklánc magasabb lépcsőjén helyezkednek el, mint a baktériumok vagy az algák. A protozoáknak nagyon sok válfaja, fajtája ismeretes, és az eleveniszapos és biofilmes rendszerekben egyaránt megtalálhatók. A protozoák emellett nem csak a mikroorganizmusokat fogyasztják, de közvetlenül is fogyaszthatnak szerves vegyületeket, illetőleg mellettük szerves ionokat is akkumulálhatnak. Ezzel együtt a protozoák viszonylagos mennyisége a szennyvíztisztító rendszerben messze kisebb, mint a baktériumoké, és a szaporodási sebességük is alacsonyabb azokénál. A protozoák funkciója, vagy mennyisége egy szennyvíztisztítóban ilyen értelemben jelentéktelenebb a prokariótáénál.

A fentiekén túl még gombák is vannak a prokarióták tízezrednyi hányadában, a szennyvíziszapban. Ezek különleges enzimeikkel fontos szerepet játszanak a cellulóz molekulák baktériumok részére történő előáprításával, a bakteriális hasznosításra történő előkészítésével. A gombák is eukarióta szervezetek. Tevékenységük révén azonban olyan szerves szennyezőanyagok lebontása válik lehetségessé, melyek bontására a baktériumok nem rendelkeznek megfelelő enzimtermeléssel. A gombáknak különösen fontosabb szerep jut a szennyvíztisztítás maradékának, a szennyvíz iszapjának a feldolgozásában. Ekkor azonban nem híg vizes fázisban történik a szaporodásuk, munkájuk, hanem sokkal szárazabb rendszerben. Ott a gombák szaporodása sokkal nagyobb, így komolyabban is vesznek részt a baktériumok által nehezen bontható anyagok, a cellulóz és lignin lebontásában, átalakításában. A gombák olyan extracelluláris peroxidázokat termelnek, melyek a lignin bontására is képesek. Természetesen ezzel a cellulóz előbontását is biztosítják, hiszen az a ligninnél messze jobban bontható vegyülettípus.

Az eleveniszapos, vagy biofilmes rendszerének a mikroorganizmus tömege ugyanakkor a rendkívül nedves (csaknem 99% nedvességtartalmú) környezetben a cellulóz bontására gyakorlatilag alig képes. Ugyanez mondható el a híg vizes (mintegy 95 % nedvességtartalmú) anaerob rendszerre is (anaerob iszaprothasztás), amelyben a cellulóz és a lignin alig bomlik el, csak a szennyvíziszap maradék zsír és fehérje tartalmának a nagyobb része.

A szennyvíz iszapjában, vagy mikroorganizmus komplexumában többsejtű, konzumáló szervezetek is vannak, szaporodnak. Ilyenek a rotiferek, nematodák, melyek ugyancsak a tápláléklánc magasabb szintű szereplői. Érdekes módon a biofilmeknél ezek hiánya általában az iszap lemosódását fokozó tényezőnek tűnik. Ez nem kellően kontrollált környezetben a biofilm hordozóról történő fokozott leszakadást is eredményezheti.

A mikroorganizmusok mellett a szennyvízben olyan egyszerűbb szerkezetek is előfordulnak, mint a vírusok, amelyek a tisztításra nem, de a tisztított víz újrahasznosítására komoly veszélyt jelenthetnek. Méretük a baktériumokénak a tizede, százada. Ennek megfelelően könnyen bejuthatnak a tisztított szennyvízbe. Ugyanígy nem csak abban, hanem a lakossági vízfogyasztásra hasznosított nyersvízben is előfordulhatnak. Ez utóbbi rendkívül nagy veszély, amiért is az ivóvizeket ezektől kellőképpen elő kell tisztítani a lakossági fogyasztást megelőzően.

Napjainkra a molekuláris biológiai vizsgálatok fejlődésével a vírusok ellenőrzése, mennyiségi detektálása egyre gyorsabban, pontosabban lehetséges. Napjainkban a szennyvíztisztítás ellenőrzésében a vírusok monitoringja azonban még nem tekinthető bevezetett vizsgálatnak, pontosabban nem gyakorlat. A módszerek fejlődésével, vagy egyéb szükségszerű igény kapcsán persze rövid időn belül azzá válhat.

Fontos kihangsúlyozni, hogy a biológiai szennyvíztisztító rendszerekben működő mikroorganizmusok mindig valamilyen közösségben, konzorciumban tevékenykednek. A mikroorganizmusoknak döntő része meghatározó szereppel bír ebben a környezetben. Relatív mennyiségüket éppen a tápanyag összetétele határozza meg, ami rendszerint változó, minimálisan napi ciklikusságú. Emellett egyes csoportok szaporodása erősen hőmérsékletfüggő. Toxikus hatásokra ugyancsak nem egyformán érzékenyek. A nitrifikálók szaporodását, versenyképességét, ennek megfelelően a tisztítóban kialakuló dominanciáját elsősorban az ammónium és oxigénellátottságuk, a hőmérséklet, s a toxicitás befolyásolja. Az is megállapítható, hogy a ciklikus üzemeltetés, tehát a körülmények ciklikus változtatása (dőzés/éhezés) egyes mikroorganizmus csoportoknak kedvezőbb, mint másoknak.

Mivel a baktériumok csoportja a szennyvíztisztító mikroorganizmusainak a meghatározó együttese, ezeknek a vizsgálatát messze részletesebben elvégezték napjainkig (Madigan et al., 2003). A filmben és lebegve növekvő formában szaporodó mikroorganizmusok összetétele ugyan valamelyest eltér, de felesleges azokat külön-külön vizsgálni, hisz összetételében nagyon hasonlóak.

2.2. A baktériumok szerkezete, összetétele

Bevezetésként meg kell jegyezni, hogy az eleveniszap vagy a biofilm nem kizárólagosan az élő mikroorganizmusok tömegét jelenti, hanem jelentős részében azok elhalt maradványait is. Az élő mikroorganizmus bármilyen sérülése következtében annak a sejtközi állománya, citoplazmája a környezetbe kerül, amely ettől kezdve a többi mikroorganizmus számára tápanyag lesz. Ugyanakkor az elhalt mikroorganizmus sejtmembránja, s a felületén kialakult poliszaharid réteg, valamint a sejtben akkumulált polifoszfát is az eleveniszap része marad. Mivel a sejtmembrán és a poliszaharid összetétele lényegesen eltér a citoplazma összetételétől, az eleveniszap összetétele részarányaik függvénye. Attól függ, mennyi abban az elhalt sejtanyag, és mennyi az élő. Az élő sejtanyag döntő része fehérje, így nyilvánvalóan a kevésbé elhalt, virulensebb iszap jellemzője, hogy sokkal nagyobb annak a nitrogén tartalma.

A baktérium, mint sejt, annak az alakjával (pl. gömb alakú, pálcika alakú, vagy spirális), valamint a szerkezeti komponenseivel, szerves anyag, illetve elemi összetevőivel jellemezhető. Nagyon fontos megemlíteni, hogy a sejtek tápanyag hiány esetén hajlamosak hosszú fonalakat növesztetni, amelyekkel (nagyobb anyagtranszportra alkalmas felület) jobban hozzáférnek a tápanyaghoz. Ezek a fonalak ugyanakkor merev szerkezetet biztosíthatnak a sejttömeg együttesnek, gátolva annak a kompaktálódását, sűrűsödését. Az ilyen laza sejttömeg (fonalások túlszaporodása – duzzadó iszap) sokkal kevésbé ülepedik, mint egy flokkulumok formájában szaporodó eleveniszapos rendszer.

Az utóbbi évtizedben széles körben terjed a prokarióták bizonyos csoportjainak a fluoreszcens mikroszkópiával történő azonosítása. Más lehetőség például a zsírsav metilészter tartalmuk alapján történő vizsgálatuk is. Ezek a gyakorlat számára érdekes, mintegy ujjenyomatszerű képet adhatnak egy biológiai konzorcium összetételéről (Wilderer et al., 2002). A mikroorganizmusokról gyakorlatilag jellemző képet adhat azok összetétele, amely az **1. táblázatban** található. Abban ugyan az Escheria-coli átlagos összetétele látható (Ingraham et al., 1983), amely azonban a prokariótákra is általánosan jellemző.

1. táblázat: Az *Escheria coli* jellemző összetétele (Indraham et al. 1983)

Makromolekula	Összes szárazanyag %	Átlagos molekula-tömeg	Molekulaszám sejtenként	Molekulafajták száma
Fehérje	55,0	4×10^4	2 360 000	1050
RNA	20,5			
23 S RNA	(31,0)	$1,0 \times 10^6$	18 700	1
16 S rRNA	(16,0)	$5,0 \times 10^5$	18 700	1
5 S rRNA	(1,0)	$3,9 \times 10^4$	18 700	1
transzfer	(8,6)	$2,5 \times 10^4$	205 000	60
messenger	(2,4)	$1,0 \times 10^6$	1 380	400
DNA	3,1	$2,5 \times 10^9$	2,3	1
Zsírok	9,1	705	22 000 000	4
Liposzacharidok	3,4	4346	1 200 000	1
Peptidoglikánok	2,5	$(904)_n$	1	1
Glikogén	2,5		$1,0 \times 10^6$	1
Összes makromolekula	96,1			
Szervetlen ionok	1,0			
Egyéb oldott szerves	2,9			

Az 1. táblázatból látható, hogy a fehérjék képezik a baktériumok döntő hányadát. A szárazanyag tartalmuknak mintegy 55 %-a fehérje. Más vizsgálatok úgy találták, hogy a virulens, maximális-közeli sebességgel szaporodó baktériumoknak akár 80 % is lehet a fehérjetartalma. Természetesen ebbe a csoportba esetenként beleszámítják a ribonukleinsavakat (RNA), valamint dezoxiribonukleinsavakat (DNA) is. Ezek mennyisége összességükben a fehérjékének gyakorlatilag a felét teszi, és azon belül is a ribonukleinsavak képezik a döntő hányadot. A dezoxiribonukleinsavak csak a fehérje sejtömegének a 3 %-a körüli mennyiségét érik el. Ezzel szemben érdekes módon a fehérjék zsírtartalma 9,1-10 % körül is mozoghat, míg a liposzacharidok 3,5 % körül, a peptidoglikánok 2,5 %, a glikogének 2,5 % körüli részarány a sejt szárazanyagában.

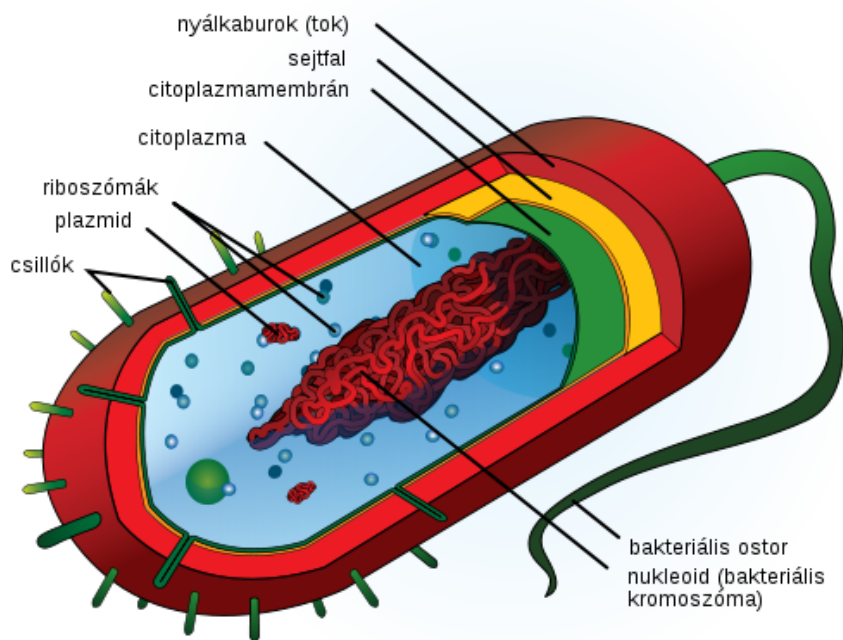
A maximális szaporodási sebességű (virulens) sejt elemi összetételét tekintve ugyancsak rendelkezünk adatokkal, de mint már hangsúlyoztuk, az nem az ilyen sejteket csak kis részarányban tartalmazó szennyvíziszapokra jellemző. A virulens sejtnek az elemi összetételét Stanier és társai (1986) az alábbiakban adták meg:

Elem	C	O	N	H	P	S	K	Na	Ca	Mg	Fe
Sza.%	50	20	14	8	3	1	1	1	0,5	0,5	0,2

A sejt szerkezete ugyanakkor a fizikai formát tekintve is figyelemre méltó. Mint korábban is említésre került, a sejt lehet gömb vagy pálcika alakú. A belső és külső állománya lényegesen eltér egymástól. A baktériumok gyakorlatilag mégis egy viszonylagosan zárt egységnek tekinthetők, amelynek a mérete 0,5-2 mikron közötti. Megfelelő mozgást biztosító flagulummal rendelkeznek. Ez a mozgató szerv azonban nem elegendő ahhoz, hogy a baktérium a részére szükséges tápanyagot meg tudja szerezni. A lebegő, vagy makromolekulás szerves anyagot előbb a sejt környezetében exoenzimekkel fel kell aprítani, hogy a sejtmembránon keresztül be tudjon az jutni a belső állományáig, majd ott további biokémiai átalakításra, egyrészt oxidációra, másrészt asszimilációra kerüljön.

A baktérium sejt ennek érdekében különleges táplálékcspadát, előkészítő mechanizmust alakított ki magának az évmilliárdokon keresztül történő fejlődése eredményeként. Ez gyakorlatilag egy olyan ragacsos külső bevonattal kezdődik a külvilág felől, amelyhez a vizes fázisban lévő oldott, vagy partikuláris tápanyagok könnyen hozzátapadnak. Ebben a nyálkás, ragacsos rétegben, amit angolul kapszulának is neveznek, következik be az előbb említett, megtapadt tápanyagrészecskéknek, molekuláknak a kezdetleges feldolgozása. Ez a feldolgozás azt jelenti, hogy a sejt belsejéből az ott termelődő enzimek egy része, az ún. exoenzimek a sejtmembránon keresztül ebbe a poliszaharid anyagba (extracellular polymeric substrate – EPS) diffundálnak, és ott elvégezhetik a nagyobb molekulatömegű szerves anyagok részleges lebontását, hogy azok azután a sejtmembránon keresztül valamilyen transzfer akcióval a sejt belsejébe juthassanak és az ugyanoda diffundáló, majd bejutó oxigénnel a biológiai átalakítás alapanyagai lehessenek.

Érdekes megfigyelés, hogy a poliszaharid réteg egy része nem kötődik véglegesen a sejt külső felületéhez, nyilvánvalóan annak a molekulatömeg eloszlása révén. Részben oldható komponensekről, részben nehezen vízoldható makropolimerekről van ugyanis szó. Ilyen értelemben a sejtet körülvevő poliszaharid réteg nem is része a mikroorganizmusoknak, azonban azt fizikailag rendkívül nehéz elválasztani a sejttől. Így anyagi összetételének, funkciójának pontosítása sem egyszerű (Nielsen és Jahn, 1999; Spaeth and Wuertz, 2000). A baktériumsejt szerkezetét a **7. ábra** szemlélteti.



7. ábra: A baktériumok sematikus kiépítettsége

Meg kell jegyezni, hogy a sejteknek speciális alakja lehetséges, de általában ezek valamiképpen csoportosulva, egymáshoz tapadva funkcionálnak, ugyanakkor a fonális szerkezeteik hatalmas sejttömegeket képesek összekapcsolni, viszonylag laza szerkezetet biztosítva az iszapnak. A sejt mérete belefoglalva a poliszaharid kapszulának a méretét is, mintegy 0,5 - 2 mikron között változik. A bakteriális sejttömeg átlagos elemi összetételét is meghatározták már évtizedekkel korábban, természetesen ez sejtenként valamelyest változhat, de a virulens sejtre átlagosan elfogadhatjuk a korábban már bemutatott értékeket. A szennyvíziszap összetétele ettől jelentősen eltér, s arra majd a későbbiekben történik még többször is utalás. Ennek megfelelően a szennyvíz tápanyagainak sem a virulens baktérium összetételének kell megfelelni. Annál lényegesen kevesebb is elég ezekből a makro-

tápanyagokból, részben a sejtelhalás, részben a szennyvíz szerves szene egy részének az égetése miatt.

2.3. A prokarióták belső szerkezeti egységei

A korábbiakban már látható volt, hogy a sejt meghatározó szerkezeti egysége a DNA vagy kromoszóma, amely csupán 0,3 %-át teszi ki a sejt száraz tömegének. Ugyancsak fontos szerepe jut mellette a DNA gyűrűnek, amelyet plazmidnak is neveznek. Ezek mindegyike a citoplazmában helyezkedik el. A kromoszóma egy csavart szerkezetű polimer lánc, a hosszúsága 1000 mikrométer körüli, és a molekuláris tömege 10^9 (móltömeg). Hogy egy ekkora molekula elférjen az 1-2 mikron (nála ezerszer kisebb) baktérium sejtben, természetesen ez a kromoszóma rendkívüli módon felcsavarodott. A sejt középső részében viszonylag kis térfogatba tömörödik.

A kromoszóma ugyanakkor meghatározó az élet, a sejt szaporodása szempontjából. Az rendelkezik a megfelelő információval, hogy a sejtnek milyen enzimeket kell előállítani tevékenysége során. A kromoszóma megsérülése gyakorlatilag a sejt halálát jelenti. A plazmid nem szükségszerű része a sejtnek, azonban olyan információkkal rendelkezik, amelyek a sejt élettevékenysége, a többi sejtekkel szembeni versenyképessége tekintetében meghatározóak. Ilyen pl. az antibiotikumoknak történő ellenálló képesség, mérgező hatásokkal szembeni ellenállás, illetőleg olyan ionok, komponensek előállítása, amely a bakteriofágok támadása ellen megvédi a sejtet.

2.3.1. Citoplazma

A sejtmembránon belüli teret tölti ki, és rendkívül kompakt szerkezettel bír. Alapvető komponense a citoplazmának a riboszóma állomány. Ez ribonuklein-savakból és fehérjékből épül fel. Itt történik a különböző fehérjék, enzimek szintetizálása, melyek szükségesek sejt kémiai, biokémiai átalakításaihoz. Ugyancsak ezek termelik azokat a betárolási, vagy további élettevékenység szempontjából fontos tartalék összetevőket, komponenseket, melyek ugyancsak meghatározóak a sejt életében. Ilyen a citoplazmában a poliglikolok, a polihidroxibutirátok, a volutin granulátum, valamint a kén részecskék.

Néhány mikroorganizmus csoport, mint pl. az acinetabakter fajok, s feltehetően a fonalas baktériumok legnagyobb része sem tárol be szerves tartalék tápanyagként szénvegyületeket. Pedig azok általában a sejtnek a versenyképességét javítják, biztosítva a szennyvíztisztítás változó környezeti feltételeihez történő alkalmazkodást (éhezés és dőzsölés ciklikus változása). A glikogén egyenletesen oszlik el a citoplazmában, vele szemben a polifoszfát, a polihidroxibutirát (PHB), a volutin, valamint a kén is granulomokat képez a citoplazmán belül (Ingraham et al., 1983).

Sok heterotróf mikroorganizmus faj képes nagy mennyiségű polifoszfát granulátumot betárolni az anoxikus és anaerob környezetben, miközben az anaerob térrészben éppen a polifoszfát depolimerizációjából nyert energiát hasznosítja a növekedéséhez, valamint az acetátból történő PHB kiépítésére, betárolására (Kong et al., 2005). Ehhez ciklikusan anaerob, majd anoxikus vagy oxikus környezetbe kerül ezeknek a mikroorganizmusoknak kerülni (biológiai többletfoszfor eltávolítás). Gyakorlatilag ennek felismerése vezetett az ezt tudatosan alkalmazó technológiák kialakításához a múlt század hetvenes éveinek a közepétől (Kárpáti, 2007). Ezek természetesen eleveniszapos rendszerek, mint az A2/O vagy UCT (University of Cape Tawn), illetőleg a módosított UCT.

2.3.2. Sejtmembrán

A citoplazmát egy kétrétegű membránszerű anyag választja el a környezetétől. Ez foszfolipidekből és proteinekből épül ki. A foszfolipidek eredményeként ez a membrán ozmotikus gátként viselkedik, ugyanakkor a fehérjéi révén speciális transzport, vagy átviteli funkcióval is rendelkezik. Az utóbbit illetően a transzferáz enzimek végzik a tápanyag átvitelt a sejtmembránon számos molekulatípus tekintetében. A sejtmembrán vastagsága gyakorlatilag 7-8 nanométer körüli.

2.3.3. Sejtfal

A sejt mechanikus stabilitását, formájának viszonylagos állandóságát biztosítja. Azonban ez a sejtfal egy okos molekulaszűrő képességgel is rendelkezik. Kiszűri a toxikus anyagokat, antibiotikumokat. Ugyanakkor olyan hidrolizáló és kötő enzimeket tartalmaz, amelyek a tápanyag szállításában, sejtbe történő bevitelében meghatározóak. Érdekes megjegyezni, hogy a grampozitív szervezetek (speciális festési technikával elválasztható csoport), peptidoglikánból építik ki a sejtfalukat. Velük szemben a gramnegatív mikroorganizmusoknak ugyan hasonló a sejtfal kiépítése, tehát peptidoglikánokból áll, mégis összetettebb. Az utóbbiaknál még egy külső membrán is elhelyezkedik a belső sejtfal körül. Az anaerob mikroorganizmusok sejtfala vegyi összetételét tekintve rendkívül változatos azonban nem peptidoglikánokból épül fel.

2.3.4. Fehérje fonalacskák

Ezek a sejt belsejéből indulnak, és gyakorlatilag a sejtfalon kívül is mintegy 10 mikrométer távolságig terjedhetnek. Egyértelműen fehérje szálcakkból állnak. Mintegy hajszerű képződményként veszik körül a sejtet, és feladatuk nagy valószínűséggel a tápanyag megkötésének, rögzítésének az elősegítése. Ezek a sejtfonalacskák ugyanakkor nagyon fontosak a sejtek egymással történő kommunikációja, plazmidjaiknak cseréje tekintetében. Feltehető, hogy a fehérje fonalacskáknak a hordozó felületekhez (biofilm hordozó) történő tapadás tekintetében is fontos szerepe lehet. Bizonyos fehérje fonalak ugyanakkor a feltételezés szerint (Mattick, 2002) a sejt mozgását is biztosítani tudják valamilyen mértékben a biofilmekben.

2.3.5. Flagella

Ez a mikroorganizmusok olyan mozgató szerve, amely 15-20 mikrométer hosszúságot is elérhet, és speciális, kör-körös, mozgással biztosítja a sejt előrehaladását.

2.3.6. Extracelluláris polimerek

Legtöbb baktérium egy poliszaharid réteget választ ki a felületére, ezért ezt az anyagot extracelluláris polimer anyagnak (Extracellular Polymeric Substrate - EPS) is nevezik. Ez egy elég vastag nyálkás bevonatot képez a sejt felületén. Ennek az amorf kapszulának, vagy glikokalipsznak a térfogata esetenként meghaladja magának a sejtnak a méretét is. Természetesen a poliszaharidok mellett a sejtek egyéb makromolekulákat is juttatnak a környezetükbe, illetve maga a sejtközi állomány is kiömlik oda a sejtfal megsérülésével, a sejt halálát követően. Ezek a ribonuklein-savak és dezoxiribonuklein-savak természetesen részben

a poliszaharid részekhez kötődnek. Azok tovább feldolgozása más sejtek exoenzimjei segítségével azok sejtjei révén teljesül be.

Az extracelluláris polimer ragacsos jellegénél fogva mind a tápanyagot immobilizálja, mind arra is képes, hogy a csövekhez, felületekhez, biofilm hordozó anyagokhoz, illetve más sejtekhez is hozzákapcsolja a mikroorganizmusok. Abban az esetben, ha egy mikroorganizmus valamilyen hordozó felülethez tapad, a mikroorganizmusnak a külső poliszaharid réteg termelése megnövekszik (Venugopalan, et al., 2005). Mindezeket túl azonban az extracelluláris polimer anyagról azt is megállapították, hogy annak különböző frakciói vannak mindig jelen a sejt felületen, illetőleg részben oldott állapotban, magában a szennyvízben. (Nielsen és Jahn, 1999).

2.4. Szennyvíziszap termelés, iszapösszetétel

A korábbiakból nyilvánvaló, hogy az eleveniszap összetétele messze eltér a bakteriális sejt összetételétől (Kárpáti, 2007). A sejtek elhalásával azoknak a sejtközi állománya ismételt felhasználásra, oxidációra, asszimilációra kerül. Ennek megfelelően a szennyvíziszapot élő sejtek, és élettelen sejtfa anyag együttesének tekinthetjük. A sejt összetétele tehát magára a szennyvíziszap összetételére viszonylag kevés információval szolgál. Nyilvánvaló, hogy az eleveniszap illetve sejt alapvető építői a szén, oxigén, nitrogén, hidrogén, foszfor és kén. Emellett azonban számos fém ion, pl. vas, mangán, kálium, kobalt, kalcium, réz és cink is részt vesz a sejt kiépítésében. Ezek olyan mikrotápanyagok, ko-faktorok a sejt tevékenységében, amelyek speciális enzimtermelésükhöz, enzim reakciójukhoz elengedhetetlenek.

A szennyvíztisztítás optimális kivitelezéséhez szükséges tápanyag-összetételt, valamint az átlagos szennyvíz elementáris összetételét, továbbá a tisztításnál keletkező sejtek, sejtömeg, fölösiszap, átlagos összetételét számos szerző igen eltérő formulával jellemezte. Szükségszerű is ez, hiszen a tápanyag összetételének nagy változatossága jellemző elsősorban az ipari szennyvizekre. Vannak olyan szennyvizek, amelyekben gyakorlatilag cukrok dominálnak. Másoknál a fehérjék. Tőlük lényegesen eltérőek a növényolaj iparnak, húsiparnak, a zsírfeldolgozásnak a nagy olaj, vagy zsírtartalmú szennyvizei. Ez egyértelművé teszi, hogy a szennyvíz összetétele esetenként messze esik a mikroorganizmusoknak kedvezőtől.

Ugyanilyen eltérések igazak a keletkező fölösiszapra is. A fölösiszapban élő sejtek és elhalt sejtfa maradványok vannak jelen, de ezek aránya rendkívüli mértékben függ a technológiától, illetőleg iszapjának a relatív szerves anyag terhelésétől. A korábbiakban megadott, élő sejt összetételére jellemző értékek a különböző tápanyag ellátású, s ennek megfelelően különböző iszapkorú fölösiszapnál attól nagymértékben eltérnek. A szennyvíziszapokra a gyakorlatban elfogadott többféle képlettel megadott elemi összetétel, vagy abból számolt molekula összetétel is.

Szükségszerű ugyanakkor, hogy a szennyvíziszap összetételét biztosítandó, a szennyvíznek is egy arra jellemző összetétellel kell rendelkezni, hogy abból a biológiai oxidáció, feldolgozás során az adott szennyvíziszap összetétel alakulhasson ki. Ennek az eredménye, hogy azoknál a szennyvizeknél, amelyeknek a nitrogén, foszfor szükséglete nincs biztosítva a nyersvízben, azokat a megfelelő sejt élethez, szaporodáshoz, iszapösszetétel kiépítéshez biztosítani kell.

Jól ismert, hogy a szennyvizek széntartalma, illetőleg hidrogén és oxigén tartalma a nyersvíz szerves szennyező anyagaiból bőven rendelkezésre áll a baktériumoknak. Még úgy is, ha

annak a szerves anyagnak egy részét el is kell égetniük, oxidálniuk, hogy azzal a szaporodásához energiát nyerjenek. Ugyanakkor nem biztos, hogy megfelelő nitrogén és foszfor mennyiség áll rendelkezésükre a szaporodásukhoz (szennyvíziszap elemi összetételéből visszszámolt átlagos molekulaképlet - $C_5H_7NO_2$ (Rittman és Mc Carty, 2001), vagy $C_{46}H_{100}N_{11}O_{13}P$ (Mc Carty, 1965) -. Ez az elemi összetétel gyakorlatilag az iszapkor függvénye. Az iszapkor a szennyvíziszap átlagos tartózkodási ideje egy adott szennyvíztisztító rendszerben. Ez nem jellemzi egyértelműen az élő sejtek átlagos tartózkodási idejét, hiszen mellette az elhalt sejtek is részt vesznek az iszap kialakításában, mégis jellemző érték arra is.

Már említésre került, hogy maga az iszaphozam is ugyanennek az iszapkornak a függvénye. Az iszap hosszabb átlagos tartózkodási ideje azt jelenti, hogy kisebb fajlagos tápanyag ellátottsággal működik az iszap, illetőleg annak az élő mikroorganizmusai az adott biológiai rendszerben. Mivel azonban a keletkező sejtek jelentős része elhal az iszapban a sejtfa és EPS anyaguk az élő sejtétől eltérő elemi összetételt eredményeznek az iszapban. A sejtfa maradvány hányada mindig nagyobb a nagyobb iszapkorú iszapban. A sejtek tápanyag ellátottságát, továbbá produkcióját, vagy a tisztítás fajlagos iszaphozamát általában a biológiai oxigén igényre vonatkoztatva szokás megadni.

Ilyen tekintetben 1 kg BOI_5 egyenértékű szerves anyagból az iszapkor növekedésével csökkenő fajlagos iszaphozam figyelhető meg (Fazekas és társai, 2013). Rövid iszapkor esetén, amikor a sejtek rendkívüli módon szaporodnak, hiszen nagy a tápanyag ellátottsága az iszapnak, a fajlagos iszaphozam akár az 1 kg iszap szárazanyag produktum/kg BOI_5 értéket is elérheti. Ha azonban az iszapkor nagy, pontosabban karbon-limitációval kell a rendszert üzemeltetni, hogy a nitrifikáció is kialakulhasson abban, az iszaphozam lényegesen csökken, 0,7-0,6 kg iszap szárazanyag/kg BOI_5 körül várható. Kis lebegőanyag tartalmú, jól hasznosítható szerves anyagot tartalmazó szennyvizeknél még ennél kisebb is lehet. Az eleveniszapos technológiával szemben a biofilmesnek a fajlagos iszaphozama annak csak a töredéke, mert a mélyebb rétegeinek hidrolízise révén ismét tápanyaggá alakulva nagyobb mértékben alakul végül vízzé és széndioxiddá.

Okvetlenül meg kell említeni, hogy a szennyvíztisztítást több fázisra is oszthatjuk. Ennek az első része egy fizikai ülepítés, ahol a szennyvízzel érkező, ülepedésre hajlamos részeket szervesetlen, szerves anyagokat egy olyan iszapfrakcióban gyűjtjük össze, amelyet a továbbiakban aerob biológiai úton nem is kívánunk feldolgozni. Ez az iszap közvetlenül iszaprothasztásra kerül, ami egy következő tisztítási lépcső. A kettő között azonban ott van a vizes fázisban maradó szerves anyagoknak (lebegő és oldott) a biológiai átalakítása oxigén segítségével. Ez részben a szerves anyag oxidációját jelenti, illetőleg az ott felszabaduló energiának a sejtépítésre, asszimilációra történő hasznosítását. Az így kialakuló iszap azonban mind mennyiségét, mind állagát tekintve kedvezőtlen. Pontosabban az előbbieket az elhelyezhetőségét, hasznosítását tekintve problémát jelentenek a további felhasználásnál.

A szennyvíztisztítás kezdeti évtizedeiben felismerték ugyanakkor, hogy az aerob módon történő tisztítás után az iszapot oxigén-mentes környezetben, mezofil hőmérsékleten keverve, stabilizálva, a szerves anyagának csaknem fele elbomlik széndioxiddá és metánná, míg az iszap mennyisége lényegesen csökken. Ezt a stabilizálást iszaprothasztásnak nevezték el. Emellett az iszap vízteleníthetősége is nagymértékben javul, s a nyers eleveniszapénál lényegesen nagyobb szárazanyag tartalmú végterméket lehet így a különböző víztelenítési módszerekkel elérni. A 15-20 %-ossal szemben 20-27 % szárazanyag tartalmút. Az utóbbi már küllemében nem tűnik nedvesnek, apró darabokból áll. Önsúlya alatt sem roskad össze

zárt vizes iszaptömeggé, hanem kevés szabad gáztérfogatot is megtart. Ez a szállítási költsége, tovább feldolgozási lehetősége tekintetében fontos.

Szükségszerű, hogy az anaerob rothasztást követően az iszapban az életképes mikroorganizmusok száma is lényegesen kisebb. Ez azt jelenti, hogy annak az elemi összetétele is lényegesen változik a rothasztásnál. Nos, a rothasztott iszapra már nem is igen adnak meg jellemző értékeket. Pontosan azért, mert a kirothadása a bennük levő komponensek mennyiségétől, a szekunder és primeriszap arányától is nagymértékben függ. Nem szabad azonban elhallgatni, hogy az anaerob biológiai átalakítás, vagy biometanizáció után a maradék iszapréz szerves anyaga még tovább oxidálható aerob úton (komposztálás). Ekkor a rothasztás után maradó szerves anyag (izzítási veszteség) mennyisége annak is mintegy a felére csökkenhet. Persze ez az ismételt aerob átalakítás már nem vizes fázisban, hanem egy félszáraz, jól átlegeztetett, akár biofilmesnek is nevezhető rendszerben történik, ahol a baktériumok mellett a gombák tevékenysége is meghatározó fontosságú.

A fentieknek megfelelően a sorozatos átalakítások alatt a maradékanyag elemi összetétele is jelentősen változik. Említésre került, hogy már a rothasztott iszap esetében sem kíván különösebben senki sem az elemi összetételhez elméleti molekula-összetételt rendelni, készíteni. A komposztált iszapnál ez végképpen értelmetlen lenne, hiszen a komposztáláshoz általában segédanyagokat, töltőanyagokat is felhasználnak. Amit vizsgálni és átlagos molekulaként értelmezni szoktak korábban, az a fölösiszap, vagy szekunder iszap. Sokan talán még ma is komolyan veszik az elméleti molekula szóba jöhető összetételét elsősorban az iszap tömeg-fajlagos KOI-jének a számítására. Ez az iszap elemanalízise és képletalkotása révén lehetséges. Meg kell határozni ahhoz az iszap szerves anyag hányadát, majd abból meg kell határozni égetéssel a szén, nitrogén, oxigén, hidrogén, foszfor, netán a kén relatív mennyiségét.

Ilyen mérési adatokra évtizedekkel korábban már egyéb célokra, elsősorban az iszap növényi tápértékének a pontosításához is volt szükség. Az iszapok további mezőgazdasági felhasználása tekintetében azok nitrogén és foszfor tartalma a legfontosabb. Azt is megállapították, hogy a kis iszapkorú *un. virulens* iszapokban a nitrogén tartalom akár a szárazanyagnak a 8-9 %-a is lehet. Speciális, laboratóriumi tenyészetek esetén még a 12,5 % nitrogén tartalmat is elérték. Ezzel szemben olyan eleveniszapokban, amelyek megfelelő hosszú iszapkorral rendelkező lakossági szennyvíztisztítóból kerültek elvételre, a nitrogén tartalom az iszapkor függvényében 4-6 % értékre is csökkenhet. A közepes iszapkoroknál ez 6-7 % körül alakul, de nagyobb iszapkorok esetében a 4-5 %-ot sem haladja meg.

A nitrogéntartalomtól az iszap fehérjetartalma közelítőleg számítható. A fehérje átlagos N tartalma tömegének az 1/6,24-ed része. Elfogadott, hogy a szennyvíztisztítás élő mikroorganizmusában a fehérjetartalom átlagosan a szerves anyaguk 80 %-a körül van. Mint a korábbi adatokból ez számítható, ez csak az intenzíven szaporodó, tápanyagokkal tökéletesen ellátott sejtekre igaz. Vele szemben messze nem igaz azokra az iszapokra, ahol azok nagy része már elhalt sejtfal anyag. Ha figyelembe vesszük, hogy egy iszap nitrogén tartalma 5 %, akkor annak a fehérje tartalma csupán 30-35 % között lehet. Ez azt jelenti, hogy az iszapban lévő szerves anyagnak a nagyobb hányada sejtfal anyag és szervesetlen iszapréz (polifoszfát, struvit, fémfoszfát, fémhidroxid).

Az eleveniszap, vagy fölösiszap foszfor tartalmát illetően még nagyobb különbségek adódhatnak. A foszfor-akkumuláló heterotrófokban gazdag fölösiszapok esetében a szekunder iszap foszfor tartalma akár a 4 %-ot is elérheti, míg egy hagyományos, anaerob zónával nem

rendelkező tisztítási technológiának az iszapjában az csak 1,5 % körül lehet. Talán éppen ezért a kezdeti képlet megadások az átlagos molekula kémiai összetételére vonatkozóan a foszfort nem is vették figyelembe. Ettől függetlenül nyilvánvaló, hogy az eleveniszap nitrogén tartalmának 4-7 % közötti változása is jelentős pontatlanságot eredményezett a korábban számított átlagos molekula képletben.

Az átlagos szennyvíziszap molekula összetételt, amelyet persze a biológiai tisztító tápanyag egyensúlyának biztosításához célszerű figyelembe venni, hosszú ideig a $C_3H_7NO_2$ (Porges et al., 1953; Rittman és McCarty, 2001) képlettel számolták. A foszfort, ha figyelembe kívánták venni, a McCarty (1965) által megadott átlagos összetételével, $C_{42}H_{100}N_{11}, O_{13} P$ számolták. Ezek az empirikus sejt összetétel formulák nyilván valamilyen környezeti szaporodási körülmények között tekinthetők csak elfogadhatóknak, és a felhasználásukkal meglehetősen óvatosnak kell lenni.

A már említett nitrogén és foszfor tartalom eltérések mellett érdekes azt is megjegyezni, hogy a keletkező szennyvíziszapnak a kémiai oxigén igényére is történtek a képletek alapján számítások. Az első formula esetében, amely a foszfort figyelembe sem veszi, a számítás alapján egy mólnyi szerves anyaghoz 5 mólnyi oxigén szükséges. Mivel a szerves anyag átlagos molekulatömege 113, az 5 mol oxigéné pedig 5×32 , a hányados gyakorlatilag 1,42. Ez egy viszonylag jól egyező érték a dél-afrikai kutatók igen részletes vizsgálataival (Kárpáti, 2002). A teljes tápanyag ellátást biztosító eleveniszapos rendszerek iszapjánál erre 1,48-1,50 közötti fajlagos KOI értékeket mértek. A tömegfajlagos KOI az egységnyi tömegű szerves anyag oxidációjához szükséges oxigén mennyisége.

A másik ajánlott képlettel számolva az iszap fajlagos oxigénigénye lényegesen eltér, mégpedig felfele, tehát jóval nagyobb értéket ad. A teljes oxidáció egyenletét felírva gyakorlatilag 1,71 gramm KOI/gramm szerves anyag fajlagos adódik. Mint látható, a második képletnek jelentős hibája lehet a gyakorlatot illetően.

Hivatkozások

- Ábrahám, F., Bardóczyne Székely, E., Kárpáti, Á., László, Zs., Szilágyi, F., Thury, P., Vermes, L. (2007) Kárpáti, Á (Szerk.): A szennyvíztisztítás alapjai. Pannon Egyetem, pp.173.
- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács, Zs. (2012) Szennyvíztisztítás korszerű módszerei. Környezetmérnöki tudástár 2013. Pannon Egyetem. pp. 272.
- Ingraham, J. L., Maaloe, O., Neidhardt, F.C. (1983) Growth of the Bacterial Cell; Sinauer and Associates, Inc.: Sunderland, Massachusetts.
- Kárpáti, Á. (2002): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai - I.BOI és nitrogéneltávolítás. – 1-14, II. Biológiai többletfoszfor eltávolítás és a szerves széntartalom optimális kihasználása. 14-27. Szerk.: Kárpáti, Á., Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 2. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, pp. 97.
- Kong, Y. H., Bueksebm H, K, Bueksebm O. G. (2005) Identity and Ecophysiology of Uncultured Actinobacterial Polyphosphate-Accumulating Organisms in Full-Scale Enhanced Biological Phosphorus Removal Plants. Appl. Environ. Microbiol., 71, 4076-4085.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M. (2003) Brock Biology of Microorganisms, 9th ed.; Prentice-Hall: Englewood Cliffs, New Jersey.
- Mattick, J.S. (2002) Type IV Pili and Twitching Motility. Annu. Rev, Microbiol., 56, 289-314.
- McCarty, P. L. (1965) Thermodynamics of Biological Synthesis and Growth. Proceedings of the 2nd International Conference on Water Pollution Research; New York, 169.
- Metcalf and Eddy, Inc. (2003) Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D. (Eds.), McGraw-Hill: New York.
- Nielsen. P.H., Jahn, A. (1999) Extraction of EPS. In Microbial Extracellular Polymeric Substances, Wingender, J., Neu, T.R., Flemming, H.-C. (Eds.), Springer: Berlin, Germany, 49-72.
- Porges, N., Jaiswicz, L., Hoover, S.R. (1953) Biological Oxidation of Dairy Waste, VII. Proceedings of the 24th Purdue Industrial Waste Conference, West Lafayette, Indiana, May 6-8; Purdue University: West Lafayette, Indiana.
- Rittman, B. E., McCarty, P. L. (2001) Environmental Biotechnology: Principles and Applications: McGraw-Hill. New York.
- Spaeth, R., Wuertz, S. (2000) Extraction and Quantification of Extracellular Polymeric Substances from Wastewaters. In Biofilm. Investigative Methods & Applications, Flemming, H. C., Szewzyk, U., Griebe, T. (Eds.), Technomic Publishers: Lancaster, Pennsylvania, 51-68.
- Stanier, R. Y., Ingraham, J. L., Wheelis, M. L., Painter, P. R. (1986) The Microbial World; Prentice-Hall: Englewood Cliffs, New Jersey.
- Venugopalan, V. P., Kuehn, M., Hausner, M., Springael, D.; Wilderer, P. A.; Wuertz, S. (2005) Architecture of Nascent *Sphingomonas* sp. Biofilm under Varied Hydrodynamic Donditions. Appl. Environ. Microbiol., 71, 2677-2686.
- Wett, B. (2006): Solved up-scaling problems for implementing deammonification of rejection water. Wat. Sci. & Technol., 53/12, 121-128
- Wilderer, P. A., Bungartz, H.-J., Lemmer, H., Wagner, M., Keller, J., Wuertz, S. (2002) Modern Scientific Methods and Their Potential in Wastewater Science and Technology. Water Res., 36, 370-393.

3. A baktériumok tápanyag átalakítása, hasznosítása, szaporodása

Már a korábbiakban leírtakból is nyilvánvaló, hogy a szennyvíz tisztítását végző mikroorganizmusoknak sok csoportja együttesen végzi valamilyen együttélésben a szerves anyag átalakítását. Mintegy egymást kiegészítve működnek, szaporodnak a kevert iszapkultúrában. A mikroorganizmusok között a heterotrófok a szerves anyagot alakítják át részben széndioxidra (oxidáció), részben sejtlejük anyagává (asszimiláció), vagy sejtfal maradvánnyá, míg az autotróf szervezetek a heterotrófok szaporodásához szükségtelen redukált nitrogént (ammónium) oxidálják (Grady-Lim, 1999; Seviour et. al., 2001). Az utóbbiak sejtlejük kiépítéséhez nem szerves szenet, hanem a víz széndioxid tartalmát használják fel.

A heterotrófok sok faja képes hasznosítani az oxidációhoz nem csak a levegő oxigénjét, de a nitrátnak, s a szulfátnak az oxigénjét is. Az utóbbihoz megfelelő enzimek termelése, munkája elengedhetetlen, melyekre viszont mérgező az oxigén jelenléte. A foszfor eltávolításában úgy 1-1,5 % foszfor tartalom felvételéig az autotrófok és heterotrófok csaknem valamennyi alfaja képes. Ennél nagyobb foszformennyiség beépítésére (biológiai többlet foszfor akkumuláció – EBPR) csak a heterotrófok különleges fajai képesek (Kárpáti, 2002). Erre csakis térben vagy időben ciklikusan váltakozó (oxikus/anaerob) környezet kialakítása esetén van lehetőség. Tevékenységük révén a kevert iszapban a foszfor tartalom 4-5 %-ig is megnövekedhet. Vizsgálatok azt mutatták, hogy egyes sejtlejük akár 38 % polifoszfát betárolására is képesek. Egyébként az előbb említett kevert iszapban a polifoszfát tartalom a 4-5 %-nak a háromszorosa, a foszfát-ion összetétele (PO_4^{3-}) következtében. Ez növeli az iszap izzítási maradványát.

Okvetlenül megemlítenél még az eleveniszapban a fakultatív anaerob mikroorganizmusok tevékenysége is. Ezek az iszap hidrolízisét végzik és anaerob környezetbe kerülve is folytatják ezt a munkájukat, amit a gyakorlatban az anaerob iszaprohasztásnál hasznosítanak. A szennyvíztisztítóban tehát olyan mikroorganizmusok is tevékenykednek, amelyek anaerob és aerob környezetben is életképesek. A mikroorganizmusok mindegyik környezetben olyan enzimeket termelnek, amelyeket környezetükbe kibocsátva a nagyobb méretű szerves anyag molekulákat aprítani, hidrolizálni képesek. Ez az „előkezelési” lépés, az így kisebb méretűvé alakított szennyezők sejtlejükbe történő beviteléhez elengedhetetlen.

Ami az autotróf és heterotróf mikroorganizmus csoportok szénforrásai különbségén túl alapvető eltérés, a kémiai átalakításaik, tehát az oxidáció során nyert energia mennyisége. Ezt mindig fajlagos energia mennyiségben kell érteni. A heterotróf mikroorganizmusok a szerves anyag oxidációjához gyakorlatilag csaknem tízszer annyi energiát nyernek, mint az autotróf szervezetek az ammónia oxidálásánál. Ennek megfelelően a két mikroorganizmus csoport között óriási a különbség a szaporodási sebességben és a fajlagos iszaphozamban is. A heterotrófok szaporodási sebessége megfelelő tápanyag ellátottság esetén rendkívül nagy. Fél, egy órára osztódási, szaporodási idővel rendelkeznek. Velük szemben az ammónium-oxidáló autotrófoknak a felezési ideje fél-egy nap körüli.

Érdekes megjegyezni, hogy a lakosság közcsatornájából, melynek az iszapjában általában a szerves anyag anaerob hidrolízise, illetőleg a víz szulfát tartalmának a redukciója folyik, mindig érkezik redukált kénforma (hidrogén-szulfid, vagy kénhidrogén) is a tisztítóba. A környezet függvényében ugyanakkor a szulfid már a közcsatornában is oxidálódhat a gáztér oxigénjével szulfáttá, ami a betoncsövek felső felületeinek a károsodását okozza. A kénoxidáló/redukáló mikroorganizmus fajok szaporodási sebessége, illetőleg átalakítási

sebessége még a szerves szén oxidálókénál is nagyobb. Ez azzal magyarázható, hogy ezek a mikroorganizmusok a földtörténet legősibb mikroorganizmus fajainak tekinthetők. Energia nyereségük is jelentős az oxidációból. Éppen ezért jellemző a szennyvíztisztításra, hogy a közcsatornából érkező kénhidrogén tartalom egy jól levegőztetett homokfogóban már oxidálódik a szennyvízben lévő kén-oxidáló mikroorganizmusok segítségével. Így a továbbiakban a szennyvíztisztítást nem zavarja, alig befolyásolja. Ha ezt egyébként kritikus esetekben nem tudjuk biztosítani egy előlevegőztetéssel, a biológiai tisztítót elérő kénhidrogén abban jelentős mérgezést okozhat a nitrifikáló mikroorganizmusokra, melyek éppen a kis energianyereségük révén a környezeti hatásokra is sokkal érzékenyebbek. A kénhidrogén ezekre erősen mérgező.

3.1. A mikroorganizmusok energiaforrásai, energiatermelése

A különböző mikroorganizmusok a már említett, különböző redukált vegyületek oxidációjával jutnak energiához. A szennyvizekben meghatározó mikroorganizmus csoport, a heterotrófok a szerves vegyületek oxidációjával nyerik energiájukat. Ezzel az energiával képesek az asszimilációra, szaporodásra. Velük szemben a másik fontos csoport, az autotrófok valamilyen szerves ion oxidációjából nyerik az energiát, miközben az asszimilációhoz nem szerves anyagot, hanem szerves szén, a víz széndioxid tartalmának (hidrogén-karbonát) a szénét hasznosítják (Fazekas és társai, 2013).

A heterotróf mikroorganizmusok, amelyeket pontosabb néven kemo-heterotrófoknak nevezhetők, gyakorlatilag rendkívül sokféle szerves anyag oxidációjára, átalakítására képesek. Ezek lehetnek egyszerű vegyületek, lehetnek egyszerű cukrok, de lehetnek sokkal összetettebb, bonyolultabb szerkezetű szerves molekulák, poliszacharidok, keményítők, fehérjék, lipoproteinek, különböző antropogén vegyületek, melyeket a szintetikus termelés állít elő az emberiség. A jelenlegi ismeretek szerint a természet baktériumai képesek a természetben előforduló, vagy mesterségesen szintetizált szerves anyagok döntő részének az oxidációjára, lebontására. Azonban a különböző vegyületek lebontásának sebessége éppen a hozzájuk szükséges komplex enzimszisztéma hiánya miatt egy baktériumnál, vagy akár néhány baktérium közmunkájánál is igen lassú lehet.

Szerencsére éppen a földi környezet eddigi változatos alakulásának eredményeként a bonyolultabb szerves vegyületek lebontására általában a heterotróf mikroorganizmusok csoportjai együtt vállalkoznak, úgynevezett kevert mikroorganizmus kultúrákat létrehozva. Ezek a lebontás tekintetében általában sokkal hatékonyabbak, mint a színtenyészetek. A természet azonban éppen önmaga védelmében olyan rendkívül bonyolult szerves anyagokat is termel, melyek bakteriális lebontása esetenként rendkívül nehéz. Ilyen pl. a lignin, amely a fák szilárd szerkezetének a cementáló, összetartó komponense, a cellulóz összeragasztója. Maga a cellulóz is nehezen lebomló anyag, annak ellenére, hogy mint a keményítő, glükóz-polimer. Mind a keményítő, mind a glükóz egyébként könnyen bonthatók. Nagyon sokféle mikroorganizmus képes részt venni a lebontásukban. A keményítő összetettebb lévén ugyan már egy kicsit komplikáltabb átalakítási soron keresztül hasznosítható a mikroorganizmusoknak. A cellulózzal már ez sem mondható el. Anaerob környezetben még igen lassan bomlik, de a lignin azután végképpen baktériumálló szerves anyag. Azt, valamint a cellulózt, hemicellulózt is speciális gombák hasonló enzimeit tudják csak apróbb molekularészekké bontani, melyek azután már bakteriálisan könnyebben támadhatók (Fazekas és társai, 2012).

Az autotróf mikroorganizmusok, melyek a széndioxid szénét hasznosítják, oxidálhatnak hidrogént, az ammóniát, pontosabban az ammóniumot, a nitritet, a vas 2 ionokat és a hidrogén szulfidot, valamint elemi szenet is. Vannak ezek között olyan mikroorganizmusok is, amelyek valamennyi oxidációra képesek, de általában a többségük specializálódott egy-egy mikrobiális átalakításra. Példaként megemlíthetők az ammónium-oxidáló mikroorganizmus között, a Nitrozomonas, a Nitrospira és a Nitrozococcus, melyek jellemző csoportjai az ammónia-oxidálóknak (AOB), valamint a nitrit oxidálók, a Nitrobacter és a Nitrospira fajok (NOB). A kén-oxidáló baktériumok között említést érdemel a Thiobacillus, Thiotrix és a Begiatoa csoport. A redukált vas oxidációjáért elsősorban a Tiobacillus fajok között is a Ferrooxidáns és a Tiooxidáns fajok a felelősek.

A molekuláris hidrogén általában az anaerob baktériumok szerves anyag lebontása során keletkezik. Ha a hidrogén koncentrációja egy ilyen rendszerben jelentősebben nő, az leállítja a folyamatokat, ennek megfelelően valamilyen hidrogén eltávolítási lépcsőnek is be kell lennie építve az ilyen típusú tisztítási folyamatba. Ez az autotróf konverzió a molekuláris hidrogénnek és széndioxidnak a metánná alakítását végzi. Ez a metánfermentáció, amely meghatározó a szennyvíziszapok mennyiségének a csökkentésében, illetve annak hasznosítható energiává történő alakításában.

3.2. A mikroorganizmusok általános tápanyag igénye

A heterotróf és autotróf mikroorganizmusok is közelítőleg hasonló összetételű biomasszát termelnek szaporodásuk révén. Ez azt jelenti, hogy mindegyik mikroorganizmus csoportnak a szaporodásához megfelelő mennyiségű szerves vagy szervetlen szénnek kell rendelkezésre állnia. Emellett a szaporodáshoz szükséges nitrogén és foszfor mennyiség is biztosítva kell, legyen. Hogy ezek a mennyiségek mekkorák, ez a szennyvíz iszap vagy fölösiszap korábban bemutatott, átlagos molekula képlettel behatárolt összetételéből számolható ki. Természetesen ez a képlet egy elméleti játéknak is hathat, a korábbiakban történt eszmefuttatásnak megfelelően, azonban a változó összetételű biomassza esetében is meghatározható egy olyan szerves anyag, nitrogén, foszfor részarány, ami a mikroorganizmus sejttömegének kiépítéséhez szükséges.

A lakossági szennyvizekben a szerves anyag mennyiségéhez képest a nitrogén és foszfor mennyisége általában bőséges. Vannak azonban olyan élelmiszeripari, vagy egyéb ipari szennyvizek, amelyek esetében jelentős nitrogén és foszfor hiány jelentkezik. Ilyenkor ezeket kívülről kell adagolni, pótolni a rendszerhez. Ennek megfelelően persze a mikroorganizmusok sejteinek a kiépítéséhez szükséges szén, vagy KOI: nitrogén: foszfor arány is behatárolható. Általában elfogadott, hogy a szennyvizekben 100 egység kémiai oxigén igényre, (ami szerves anyag mennyiséggel arányos) mintegy 5 egység ammónium-nitrogénnek, valamint 1 egység foszfornak a rendelkezésre állása szükséges a megfelelő iszapszaporodáshoz.

A fenti tápanyag arányok nem az empirikus molekulaképletből számított értékek, hanem azokban már az is figyelembe van véve, hogy a mikrobiális sejt kiépítésével szimultán a szerves anyag vagy KOI egy része széndioxidra fog oxidálni, amivel az asszimilációhoz szükséges energiát a sejt megtermeli magának. Az is elmondható, hogy a heterotróf mikroorganizmusoknak ez az anyagátalakítása oxikus (levegőztetett) és anoxikus (oxigénmentes, ugyanakkor nitrát tartalmú) környezetben is nagyjából hasonló sebességgel történik. A heterotróf mikroorganizmusok mintegy 60 %-a rövid időn belül képes olyan enzim termelésére, amelyik a nitrát oxigénjét azután a mikroorganizmus számára elérhetővé teszi. Szaporodási sebességük persze ebben a környezetben valamelyest lassúbb, de az anoxikus

környezetben talán nem is a környezet a szaporodási sebesség meghatározója, hanem a rendelkezésre álló tápanyag könnyű lebonthatósága, hasznosíthatósága. Acetáttal, szemben az endogén tápanyaggal (az elhalt sejt hidrolízis termékénél), 25-ször nagyobb denitrifikációs sebesség érhető el. A hidrolizált, majd fermentált sejtanyag mintegy 5-7-szer nagyobb nitrát hasznosítási sebességet biztosít az elhalt sejt anyagához viszonyítva, de még ez is elég lassú (Kárpáti, 2002).

Oxikus körülmények között a heterotróf mikroorganizmusok, illetőleg azok kevert kultúrái, konzorciuma, gyakorlatilag nagyon állandó sebességgel képes a szerves anyagok enzimátikus aprítására, majd fermentálására és sejten belüli hasznosítására. Ehhez a heterotróf mikroorganizmusoknak még csak különlegesen nagy oxigén koncentráció igénye sem jelentkezik. Ha egy levegőztetett szennyvíziszapban az oxigén koncentrációja 0,2-0,4 mg/l fölött van, ott a heterotróf szervezetek maximális sebességgel képesek a szerves anyag bontására, hasznosítására (asszimiláció, valamint sejt szaporodás, iszaptermelés). Tehát az oxigén oldaláról nem jelentkezik sebesség-limitáció a szerves anyag ilyen biológiai átalakításnál. Azt is figyelembe kell venni, hogy a heterotrófok fajlagos szaporodási sebessége az említett oxigénkoncentráció fölött akár 10/d is lehet. Ez azt jelenti, hogy 1 gramm heterotróf sejt tömegből naponta 10 g új sejt tömeg is termelődhet. A fajlagos iszaphozamot (lásd részletesebben később) figyelembe véve ez akár 15 g BOI₅/g d heterotróf mikroorganizmus által történő szerves anyag, pontosabban egyenérték, eltávolítást is jelenthet.

A heterotrófokkal szemben az autotróf, pontosabban nitrifikáló mikroorganizmusokról nem mondható el ugyanez. A nitrifikálók viszonylag nagy oxigén koncentráció mellett képesek csak az ammóniából nitritet, majd nitrátot termelni. Ezt az átalakítást több mikroorganizmus csoport végzi, és még azok oxigén és hőmérséklet érzékenységében is jelentős különbségek vannak. Korábban már leírtuk, hogy a nitrifikálók a kis fajlagos energia nyereségük révén nagyon kis iszaphozammal rendelkeznek. A heterotrófokénak csupán a huszadát tudják megközelítőleg produkálni a lakossági szennyvizek tisztításánál előírt hatásfokú tisztításakor. Ugyanakkor a környezeti feltételekre, hőmérséklet, pH, toxikus anyagok jelenléte is messze érzékenyebbek, mint a heterotróf szervezetek. A nitrifikálók maximális fajlagos szaporodási sebessége ugyan 1/d körüli, az eleveniszap kevert kultúrájában ez ritkán nagyobb 0,1/d értéknél. Mivel a hőmérséklet csökkenésével ez a sebesség is mintegy 7 fokként feleződik, télen (10 °C körüli hőmérsékleten) a nitrifikálók szaporodása csaknem a negyedére csökkenhet, míg a heterotrófoké ilyen hőmérsékleten még szinte változatlan.

A lakossági szennyvíztisztítók tervezésénél az autotrófok iszaphozamát a fenti 5 %-nyi részarány miatt általában nem is veszik külön figyelembe. Az a heterotrófok fajlagos iszaphozamába beépítésre kerül. Bár ennek az értéke függ a relatív iszapterheléstől, az elhanyagolás által elkövetett hiba egy átlagosan alkalmazott 15-20 napos iszapkorra, illetőleg annak megfelelő 0,6 kg iszapprodukció/kg BOI₅ fajlagos iszaphozamra (Y) az említett 5 %-on belül marad. A lakossági szennyvíz átlagos összetételét meghatározó lakosegyenérték (LEÉ) fajlagosaival számolva, az eleveniszapos tisztítás egy főre számítható iszaphozama 42 g/főd körüli. Ezzel szemben az ebbe az iszapba bekerülő nitrogénmennyiség fölötti, mintegy 11 g NH₄-N/fő d ammónium terhelés nitrifikációs iszaphozama 2,5 g/főd (a kevert iszap 5-6 %-a). A lakossági tisztítók csak ilyen mikroorganizmus arány mellett képesek mintegy 0,15 kg BOI₅ /kg iszap szárazanyag biológiai teljesítménnyel az ammónium teljes mértékű oxidációjára. Ez 5 g/l iszapkoncentráció mellett 0,75 kg BOI₅/m³d térfogati teljesítményt jelent. Ha a tisztításnál hatékony denitrifikáció is követelmény, a biológiai terheléseket a fentieknek is célszerű a kétharmadára csökkenteni.

Ebből is látható, hogy a szerves anyagot lebontó heterotróf mikroorganizmusok tápanyag-ellátottsága, fajlagos iszaptermelése az, ami egy szennyvíztisztító tervezésénél a meghatározó paraméter. Ezzel szemben, hogy ezt a tápanyag-ellátottságot, iszapszaporulatot mekkorára szabad tervezni, azt mégis a nitrifikáló mikroorganizmusok szaporodási sebessége, és relatív terhelése határozza meg. Ezeknek az adott szennyvíz összetételének megfelelően a teljes ammónium terhelést oxidálni kell tudniuk. Mivel ez a teljesítményük a nitrifikáló mikroorganizmus mennyiség függvénye, meghatározza, hogy milyen részarányban kell jelen lenniük a kevert iszaptömegben.

A különböző mikroorganizmusok összes szaporulata, vagy iszapprodukcója az eleveniszapos víz lebegőanyag tartalmaként mérhető. A lebegőanyag azonban mindig tartalmazza a szennyvíz finom kolloid szerves komponenseit is, ezért tulajdonképpen pontatlan a mikroorganizmus tömeg mennyiségének jellemzésére. A lebegőanyag tartalmat (szűrés után) szárított formában 105 °C-on kell meghatározni. A lebegőanyag azonban ilyenkor a szerves és szerves részét is tartalmazva félrevezető információval szolgálhat. Pontosan ezért annak a 600 °C hőmérsékleten izzított maradékát is szokásos meghatározni, amiből a szerves anyagot, mint az izzítás veszteségét veszik figyelembe. Más kérdés, hogy ebben a mérésben is apró elvi hiba figyelhető meg, hiszen a mikroorganizmusok szerves anyagának a kimérése ugyan jó, de mellette a sejtekben lévő foszfátot a mikroorganizmus idegen, szerves anyagként értékeli.

A szerves anyagoknak az összegző paraméterként, a biológiai oxigénigénnyel mérhető mennyisége a szennyvízben a biológiai oxidáció és szintézis számítására nem ad megbízható lehetőséget, mert a sokféle mikroorganizmus, sokféle szerves és szerves anyag felhasználását végzi. A BOI_5 nem konzervatív mennyiség. A BOI_5 -el történő számítás ezért nem kellően pontos, különösen a strukturált modellekkel történő vizsgálatoknál, tervezésnél. Itt ennek megfelelően a KOI -t használják a számításoknál. Zavaró az is, hogy a szennyvízzel érkező szerves anyagok egy része oldott, más része lebegő formájú, illetőleg ezek a komponensek nem egyforma sebességgel bomlanak le a biológiai folyamat során. Egy részük kezdetben csak adszorbeálódik, majd lassan hidrolizálva, apró részekre bontva kerül bakteriális felhasználásra. Így a keletkező biotömeg mennyisége nem szükségszerűen a mikroorganizmusok mennyiségét jelenti, bár nagyobb időtávban a tervezéshez ez is megfelelőnek bizonyult.

Az előbb említett anyagszámlálás számításánál gyakorlatilag mégis csak valami összegző paramétereket lehet használni, akkor is, ha pontosan soha nem tudhatjuk, hogy egy adott szennyvízben milyen típusú és pontosan milyen mennyiségű szerves anyag keveréke van. Ennek megfelelően alakultak ki az elmúlt évtizedek során azok a mérési módszerek, amellyel a szerves anyag feldolgozásának oxigén igényét határozták meg. Ez az oxigén igény 5 napos, 20 napos, hosszú időtartamban mért oxigén felvétel is lehet. A szerves anyagok már említett része (inert lebegő szerves anyagok) ugyanakkor biológiailag az aerob környezetben nem bomlik le, ugyanakkor iszaphozama van ($Y=1$), így elég pontatlanul jellemezheti csak a BOI_5 a tisztítóba érkező szerves anyagból keletkező iszaphozamát is. Ha a BOI_5 lebomlása lineáris lenne a tisztításnál, a bontható rész iszaphozama is jobban számolható lenne. Mivel azonban ez nem így van, nagyon óvatosan kell kezelni a BOI_5 felhasználását az iszaphozamok, sebességek, oxigén igény számítására.

Bebizonyosodott, hogy a BOI_5 helyett a kémiai oxigén igény mérése megfelelőbb számítását biztosíthat a tervezéseknél, méretezéseknél. Ez azért van így, mert a kémiai oxigén igény

tulajdonképpen a szerves anyagok összes mennyiségét jelenti. Ez olyan konzervatív mennyiség, amely egyértelműen használható a tervezési számításoknál.

A szerves anyag lebontása mellett a redukált nitrogén oxidációjához szükséges oxigén mennyiségének számítása valamivel egyszerűbbnek tűnik. A számítást azonban annak előzetes pontosításával kell végezni, hogy a keletkező biomassza, ami a heterotróf mikroorganizmusok szerves anyag átalakításából, asszimilációjából származik, mennyi nitrogént akkumulál az iszaptömegben. Éppen ennek a mennyiségnek az iszapkortól függő változása teszi valamivel bonyolultabbá a számítást. A megfelelően pontosított heterotróf szaporodással együtt járó nitrogénfelvételtől az autotrófok ammónium oxidációjára maradó mennyiség számolható. Ebből, az úgynevezett nitrogén feleslegből, annak az oxigén igényét ugyanakkor már egyszerű kiszámítani az ammónium oxidációjának egyenlete alapján. A sztöchiometrikus egyenlet alapján számolható 4,57 g oxigén/g ammónium-N fajlagos, ugyanakkor annyiban módosul, hogy az autotróf mikroorganizmusok szaporodása is igényel valamennyit a rendelkezésre álló ammónium vagy nitrogén fölöslegből. Ennek megfelelően a gyakorlat tapasztalata alapján a többlet ammónium-N oxigénigénye 4,3 g oxigén/g ammónium-N értékkel számolható (Fazekas et al., 2013).

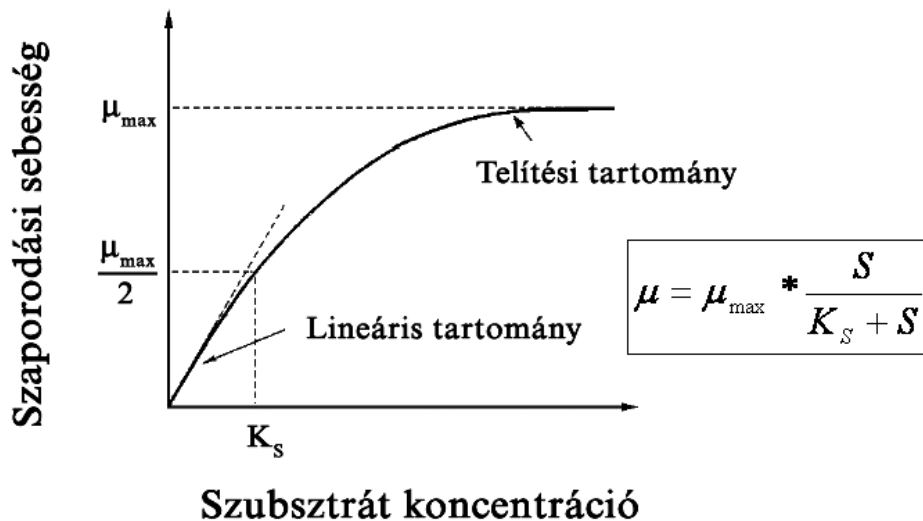
A teljes nitrogéneltávolítás oxigénigényének a számításánál kis komplikációt okoz, hogy a levegőztetett medencében, vagy biofilmben a nitrifikációval párhuzamosan az összes könnyen bontható szerves anyag eltávolításra kerül (degradálódik, elbomlik, oxidálódik). Mivel pedig a denitrifikációt a heterotróf szervezetek végzik szerves anyag felhasználással, a tápanyag igényüket biztosítani kell. Ha egy szennyvíztisztítóban utódenitrifikációt akarnak megvalósítani, annak a szerves tápanyag fedezete ott már nincs biztosítva. A nitrát denitrifikációjának a tápanyag igénye KOI-ba átszámolva mintegy 4,3 g KOI/g nitrát-nitrogén fajlagos érték. Ez úgy számolható ki, ha a nitrát oxigénjének a felhasználásához szükséges KOI mennyiséget a heterotróf átalakítási folyamatok szerint számoljuk. A szükséges szerves tápanyag igényt utódenitrifikációnál célszerű a legolcsóbb szerves anyaggal, valamilyen hulladékkal biztosítani. Ilyen anyag hiányában a legolcsóbb a metanol, mint ipari termék.

Napjainkban a nitrogénredukció és eltávolítás kivitelezésére egy teljesen új, teljesen autotróf eljárást sikerült kialakítani, ami ősi mikroorganizmusok és tevékenységük újra hasznosítását jelenti. Az ilyen mikroorganizmusok létét, elméleti lehetőségét 1976-ban egy osztrák vegyész valószínűsítette (Broda, 1977), majd ezt követően mintegy 20 évvel sikerült a mikroorganizmusokat azonosítani. Újabb 10 esztendő kellett a technológizálásukhoz, iparosításukhoz, nagy üzemi szennyvíztisztítóknál történő alkalmazásukhoz. Ennél a megoldásnál pontosabban úgy történik az ammónium eltávolítása a koncentrált ammónium tartalmú folyadékáramokból (anaerob rothasztó iszapvize, egyéb anaerob rothasztók ammóniumban gazdag maradék vizei), hogy első lépcsőben az ammóniumnak csak a felét oxidálják nitritig. Azután az ammónium és nitrit mintegy 1:1 arányú keverékét a már említett speciális mikroorganizmusok, melyek valamikor a földtörténet során a rendkívül oxigénszegény korokban fejlődhetett ki a tengerek ammónium tartalmának nitrogénné történő alakítására, a két iont össze tudják kapcsolni, nitrogénné alakítva (Wuchter et al., 2006).

Ennek az oldalági, vagy szeparált nitrogéneltávolításnak a legnagyobb előnye, hogy nem igényel ahhoz szerves anyagot (Fazekas és társai, 2012). A szennyvíz szerves anyaga így döntő hányadában az anaerob iszaprothasztóban metán termelésére használható. Ezzel az aerob oldalon lényegesen csökken az oxigénigény, s annak nagyobb hányada biztosítható a metánból előállítható villanyáram felhasználásával.

3.3. A baktériumok szaporodási sebessége

A baktériumok mind eleveniszapos, mind biofilmes rendszerben mindenkor az előzőekben már említett szaporodási képességeikkel, illetőleg azzal is a tápanyag ellátottságtól függő sebességgel szaporodnak. Ez az előzőek alapján azt jelenti, hogy alapvetően a szerves anyag, valamint az oxigén-ellátottság a meghatározója a heterotrófok szaporodásának, míg az autotrófokénak, az ammónium és hidrogén-karbonát koncentráció, valamint oxigén-ellátottság. Az egyes mikroorganizmus fajok vagy csoportok szaporodását vizsgálva a tápanyag-ellátottságuk függvényében, megállapítható, hogy mindegyik fajnál jellegében hasonló a fajlagos szaporodási sebesség alakulása a tápanyag-ellátottság függvényében. Egy maximumhoz tartó telítési görbe (függvény) szerinti szaporodást mutatnak a tápanyag koncentráció növekedésével. Ugyanakkor a két csoport maximális szaporodási sebessége csaknem egy nagyságrenddel különbözik. Ez az összefüggés a **8. ábrán** látható, és Monod kinetikaként ismeretes a szennyvíztisztítás köreiből. Az eleveniszapnál kis tápanyag-koncentráció tartományban elsőrendű, a nagyobbban koncentráció-független (tápanyag-koncentrációtól független – maximális) mindegyik fajnak a szaporodási sebessége. Ezt függvénykapcsolattal a **8. ábra** egyenlete írja le.



8. ábra: A fajlagos szaporodási sebesség [μ] és a rendelkezésre álló tápanyag koncentrációja közötti összefüggés

Az egyenletben a K_s érték a fél-telítési állandó – az a tápanyag koncentráció, amelynél a fajlagos szaporodási sebesség a maximálisnak a felére csökken (Kárpáti, 2011). A tápanyag sokféle (szerves anyag, oxigén, ammónium, foszfát, stb.), így a több tényezőtől függő sebesség mintegy azok szorzataként írható fel. Emellett a hőmérséklet, a pH, valamint a toxicitás is befolyásoló tényező ebben a kifejezésben.

Bármely tápanyag hiánya esetén a sejtek élettevékenysége, szaporodása (asszimiláció) szükségszerűen lelassul. A szaporodásukra vonatkozó egyenletben tehát minden makrotápanyag (BOI_5 , O_2 , redukált-N, orto-foszfát) hatását figyelembe kell venni. A nitrifikálók lassú szaporodása és kis energianyerése miatt azok a heterotrófokkal szemben rendkívül tápanyag és környezetérzékeny mikroorganizmusok. A szaporodást befolyásoló környezeti tényezők a hőmérséklet, a kémhatás, valamint az adott folyamatokra káros, mérgező anyagok jelenléte (toxicitás). A teljes szaporodási sebességet leíró egyenlet tehát a következő formára bővül:

$$\mu = \mu_{\max} * \text{-----} * f(T) * f(\text{pH}) * f(\text{toxicitás}) \quad \text{Ksi +Si}$$

Valamely eleveniszapos rendszerben a mikroorganizmus tömeg szaporodása az magának az iszap koncentrációjának, s annak megfelelően a relatív tápanyag ellátottságának, vagy relatív iszapterhelésének is függvénye. Már a korábbiakban hangsúlyoztuk, hogy a heterotrófok fajlagos szaporodási sebessége sokkal nagyobb, mint az autotróf szervezeteké. A **8. ábrán** látható görbe azt mutatja, hogy ezek a mikroorganizmusok megfelelő tápanyag ellátottság mellett (elsősorban szerves anyagban és oxigénben nem korlátozott tápanyag ellátottság), valamilyen maximum körüli fajlagos szaporodást képesek produkálni egy adott rendszerben. A tisztító kevert kultúrájában meghatározó, hogy az egyes mikroorganizmus fajok olyan fajlagos szaporodási sebességgel növekedjenek, hogy mind a szerves anyagot, mind az ammóniumot is a szükséges mértékig el tudják távolítani. A tisztítóba érkező szennyvíz összetétele ezért behatárolja azok megengedett növekedési sebességét, szaporodását, kialakuló részarányát. Ennek megfelelően a tisztításra érkező szennyvíz tápanyag-összetétele, s az iszap fajlagos terhelése meghatározza a tisztítóban kialakuló eleveniszap kultúra összetételét is.

A korábbiaknak megfelelően 1 kg heterotróf sejt-tömeg, biomassza (mikroorganizmus – MO) naponta akár 5-10 kg új sejt-tömeget, biológiai terméket is képes lenne megtermelni (természetesen egyidejű optimális oxigénellátás mellett). Az autotrófoknak ezzel szemben a maximális fajlagos szaporodási sebessége csupán 1kg MO/kg MO_xd körüli érték, ami a gyakorlatban a környezet zavaró hatásai miatt rendszerint annak is csak jó, ha a tizede. Ez azt is jelenti, ha a lakossági szennyvizek tisztításánál a heterotrófok tápanyag ellátottsága sokkal nagyobb, mint az autotrófoké, miközben az iszap koncentrációt valamilyen okból stabil értéken kell tartani, a kialakuló biomasszából az autotróf szervezetek nagyon könnyen kiszorulhatnak. Ezt a kiszorulást kimosódásként is értelmezik a szennyvíztisztítás gyakorlatában.

A tápanyag vonatkozásában persze nem csak a mikroorganizmusok szerves anyag, és ammónium terhelése megfelelő arányának a beállítása szükséges azok egyensúlyának a beállításához. Emellett mindegyik közös reakció partnerének, az oxigénnek a koncentrációja is meghatározó tényező. Az autotrófoknak mint már leírtuk, 0,2-0,4 mg oldott oxigén koncentráció (DO) is elegendő a maximális sebességű szaporodáshoz, a nitrifikálóknál ez csak 1,5-2 mg/l DO koncentrációnál várható.

A mikroorganizmusok ammónium- és foszfát-tápanyag igénye a lakossági szennyvizeknél általában nem gond, hiszen azok a heterotróf mikroorganizmusok a szerves anyag átalakításhoz (asszimiláció) szükségesnél mindig fölöslegben vannak az ilyen szennyvizekben. Eltávolításuk éppen ezért is jelent külön gondot a tisztításnak. Míg a foszfor azonban vegyszerrel is kicsapható, iszapba vihető, a nitrogén gazdaságosan csak biológiai úton távolítható el.

3.4. Nitrifikáció a biológiai szennyvíztisztítóban

3.4.1. Tápanyag ellátottság hatása a nitrifikációra

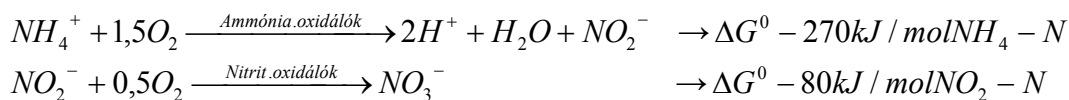
Az aerob szerves anyag átalakítás során keletkező szennyvíziszap nitrogéntartalma ugyan az iszapkorral valamelyest változik (5-7 % között), ez azonban a lakossági szennyvizeknél a

tisztítóba érkező redukált-nitrogén terhelés csupán 15-30 %-ának a felvételét jelenti. A többlet nitrogént (ammóniummá alakított összes redukált nitrogén) nitríté, vagy nitráttá történő oxidációval, majd azok nitrogénné történő redukációjával lehet a szennyvízből eltávolítani. Az utóbbi folyamat azonban már az oxigén kizárását igényli, mert a heterotrófok csak oxigén hiányában hajlandók az oxidált nitrogénvegyületek oxigénjét hasznosítani. Egyebekben a heterotrófok többsége képes arra.

Az ammónium mikrobiális oxidációját, a nitrifikációt ezzel szemben döntően autotróf mikroorganizmusok végzik. Ezek szénforrásként a széndioxidot (a víz hidrogén-karbonát tartalma) hasznosítják, míg szaporodásukhoz az energiát az ammónium, vagy nitrit oxidációjából nyerik. Bár kimutatták már néhány heterotróf nitrifikáló faj jelenlétét is az ilyen rendszerekben, tevékenységük a gyakorlatban elhanyagolható az autotróf nitrifikálókéhoz képest (Robertson et al., 1988; Wijffels et al., 1995).

A nitrifikációt tehát döntően két autotróf baktérium csoport végzi, az ammónium és a nitrit oxidálók (Nitrosomonas illetőleg Nitrobacter). Napjainkban a rohamosan fejlődő molekuláris technikák, mint a gél elektroforézis (DGGE – denaturing gradient gelelectrophoresis) és a FISH (fluorescent in situ hybridisation) igazolták ugyan sokféle nitrifikáló faj képességét az ilyen oxidációra, döntő szerepe egyértelműen a két nevesített csoportnak van abban (Okabe et al., 1999; Han et al., 2002; You et al., 2003).

A nitrifikáció (ammónium nitráttá történő oxidációja) két egymást követő lépcsőben játszódik le. Az első az ammónium oxidálódik nitríté (Nitrosomonas), másodikban a nitrit oxidációja nitráttá (Nitrobacter). Az átalakítás sztöchiometrikusan az alábbi (Henze et al., 2002):



A folyamat sztöchiometriájának megfelelően 1 g ammónium-N nitráttá történő oxidációja 4,57 g oxigént igényel. A folyamatban keletkező sav ugyanakkor 7,14 g CaCO₃ -nak megfelelő lúgosságot semlegesít. Figyelembe véve azonban a sejtek szintézisének nitrogén-felvételét is, a tényleges oxigénigény 4,33 g O₂/g NH₄-N (Metcalf and Eddy, 2003). A második oxidációs lépcső reakciósebessége nagyobb az elsőnél, ugyanakkor a nitrit-oxidálók fajlagos szaporodási sebessége kisebb az ammónium-oxidálókénál. Ez a két mikroorganizmus csoport eltérő energianyereségéből adódik. A fentiek következtében általában az ammónium oxidációja a teljes átalakítási sor sebesség-meghatározó lépcsője, és nitrit mennyisége ritkán ér el jelentősebb koncentrációt a vízben. Mivel azonban a nitrit oxidáló Nitrobacter fajok sokkal érzékenyebbek a környezet hatásaira, mint az ammóniumot oxidáló Nitrosomonas a nitrifikáció beindulásakor, vagy kedvezőtlen üzemeltetési feltételek esetén az aerob szennyvíztisztítóknak mégis gyakran jelentkezhethet nitrit felszaporodás.

A nitrifikáló baktériumok szaporodásának megfelelően a nitrifikáció sebessége a következő egyenlettel jellemezhető (Henze et al., 2002):

$$\frac{dS_n}{dt} = \frac{\mu_{obs}}{Y_n} X_n$$

ahol dS_n/dt az ammónium fogyasztásának, vagy oxidációjának a sebessége,
 μ_{obs} a nitrifikálók tényleges szaporodási sebessége,
 Y_n a nitrifikálók fajlagos iszaphozama,
 X_n a nitrifikálók koncentrációja az eleveniszapos medencében.

A nitrifikálók fajlagos szaporodási sebessége nagyon érzékeny a környezetre, melyet a környezeti tényezők függvényében érdemes külön-külön értékelni.

3.4.2. Ammónium és oldott oxigén koncentrációjának hatása

A nitrifikáció sebességét az ammónium és oxigénellátottság függését egyaránt figyelembe vevő Monod összefüggés írja le (Henze et al., 2002):

$$\mu = \mu_{\max} * \frac{S_N}{k_N + S_N} * \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + k_{O_2}} - K_d$$

Ebben a nitrifikálók maximális szaporodási sebessége, az aktuális ammónium és oxigén koncentrációk és féltelítési állandók szerepelnek, valamint a nitrifikáló mikroorganizmusok elhalási sebessége. Az egyenletben az oldott oxigén és oldott ammónium koncentráció a vizes fázisban kialakuló, homogénnek tekinthető koncentrációkat jelenti. Az eleveniszapos rendszerekben 2 mg/l ilyen oldott oxigén koncentráció felett a nitrifikációt függetlennek vélik az oxigén ellátottság további növekedésétől (Randall et al., 1992).

McCarty és Lawrence ennek megfelelően egy minimális iszapkor biztosítását javasolták az eleveniszapos rendszereknél, amely alatt a nitrifikáció elérése lehetetlen (Kos et al., 1998). Ezt a nitrifikálók aktuális szaporodási sebességének reciprokaként számolható iszapkorral definiálták.

$$\Theta_{\min} = \frac{1}{\mu_N}$$

Ha egy eleveniszapos rendszerben az iszapkor kevesebb, mint ez a minimum érték, a keletkező nitrifikáló mikroorganizmus tömeg kisebb, mint amennyi azzal egyidejűleg a fölösiszappal elvételre kerül. A nitrifikálók aránya, vagy hányada ilyenkor folyamatosan csökken, s a nitrifikáció az eleveniszapban lelassul, majd a nitrifikálók túlzott kimosódásával le is áll.

Ezzel szemben a biofilmes rendszereknél a filmben kialakuló oxigén koncentráció-gradiens eredményeként az oxigén-koncentráció hatása az eleveniszaposoknál tapasztalttól eltérő. Ezeknél a vizes fázis oxigéntartalmának egészen 10-18 mg/l értékig történő növeléséig folyamatos nitrifikációs sebesség növekedést tapasztaltak (Odegard et al., 1994; Hem et al., 1994; Rusten et al., 1995; Pastorelli et al., 1997; Bonomo et al., 2000). A Harremoos (Henze et al., 2002) által készített modell szerint a biofilmekben a nitrifikációs sebesség vagy elsőrendű (folyadékfilm diffúzió által behatárolt), vagy 1/2-rendű kinetikát mutat (biofilm diffúzió a meghatározó) az oxigén koncentrációja függvényében, ha az ammónium feleslegben van, és kellő lúgossággal is rendelkezik a rendszer.

Az ammónium és az oxigén koncentrációját is figyelembe véve a biofilmes rendszerénél, Hem és társai (1994) úgy találták, hogy a nitrifikáció sebessége lineárisan függ az oxigén

koncentrációjától, ha a folyadékfázisban az oxigén: ammónium aránya 2 (gO₂/gNH₄-N) alatt volt. Ha azonban ez az arány 5 fölötti volt (bőségesebb oxigén ellátottság), a nitrifikáció sebessége az ammónium koncentrációjával nöött egyenes arányban (Hem et al., 1994). Ezen túl a biofilmes rendszereknél az oxigén hiányát a biofilmben a filmet képező heterotróf és autotróf szervezetek oxigénért folytatott versenye is befolyásolja.

Általánosan megfigyelés, hogy az elégtelen oxigénellátás a biológiai tisztításnál nitrit felhalmozódást eredményezhet a vizes fázisban. Teljes ammónium oxidáció esetén ilyen tapasztaltak, ha eleveniszapos rendszerekben az oldott oxigén koncentrációja 0,5-0,7 mg/l értékre csökkent, vagy ott tartották (Yang et al., 1992; Pollice et al., 2002; Ruiz et al., 2003). Ezt azzal magyarázzák, hogy a nitrit oxidációjának nagyobb az oxigén félteltési állandója, mint az ammónia oxidációjának. Ezekre jellemző értéként Rittmann és társai (2001) 0,5, illetőleg 0,68 mg O₂/l értékeket adtak meg. Elképzelhető azonban két más mechanizmus is, amely a két baktérium csoport kiegyensúlyozatlan szaporodásáért az oxigén limitált környezetben felelős lehet. Yang és társai (1992) úgy találták, hogy kis oldott oxigén koncentrációnál az ammónium oxidációjának a közti terméke, a hidroxil-amin felszaporodása mérgező a nitrit oxidációjára. Hanaki és társai (1990 b) ugyanakkor azt figyelték meg, hogy az ammónium-oxidálók fajlagos iszaphozama 0,5 mg/l körüli oldott oxigén koncentrációnál megduplázódott, míg a nitrit oxidálóknak a hozama nem változott ilyen oxigénellátásnál. Éppen a nitrifikálóknak ez a nagyobb fajlagos iszaphozama kompenzálta az oxigén koncentráció csökkenése okozta szaporodási sebességet vizsgálataiknál. A nitrit-oxidálók esetében azonban nem tapasztaltak hasonló jelenséget, amiért is azok szükségszerűen hátrányba kerültek ilyen körülmények között.

3.4.3. *Hőmérséklet hatása a nitrifikációra*

Mind a nitrifikáló baktériumok szaporodási sebessége, mind az ammónium és nitrit oxidációja erősen hőmérsékletfüggő. A szaporodási sebesség, s ennek megfelelően a nitrifikációs sebesség is 30-35 °C hőmérséklet között maximális. Ebben a tartományban viszonylag állandó. 35 °C fölött ugyanakkor csökken (Halling-Sorensen et al., 1993; Henze et al., 2002). A 0-30 °C közötti hőmérséklet-tartományban a nitrifikálók fajlagos sebessége az Arrhenius összefüggés felhasználásával számolható (Horan, 1990).

$$\mu_{N,\max(T)} = \mu_{N,\max(15)} \exp^{[0,098(T-15)]}$$

15 °C –on az eleveniszapban a nitrifikálók jellemző fajlagos szaporodási sebessége 0,4 d⁻¹ (Horan, 1990).

Bár az ammónium és nitrit oxidáció is erősen hőmérsékletfüggő, az előbbi lassulása a hőmérséklet csökkenésével fokozottabb. Ezért figyelhető meg a hidegebb, téli időszakokban a tisztított szennyvizek ammónium koncentrációjának az időszakos megnövekedése. A kisebb hőmérsékleten történő lassúbb szaporodásuk eredményeként a nitrifikálók részaránya az eleveniszapban ilyenkor erősen csökkenhet, akár ki is mosódhatnak abból. Ezt az iszapkor növelésével lehet kompenzálni. 20 °C-os vízhőmérsékletnél 3 napos átlagos iszapkor is biztosíthat kielégítő nitrifikációt az eleveniszapnál, ugyanakkor 10 °C körül rendszerint 8 naposnál nagyobb iszapkort kell ugyanehhez fenntartani a rendszerben (Horan, 1990).

Összegezve megállapítható, hogy a nitrifikálók szaporodása a lakossági szennyvíztisztítóknál 8 °C-tól számottevő. 8 °C alatt már gyakorlatilag leáll. 8 °C-tól a hőmérséklet emelkedésével sebessége 7 Celsius fokonként duplázódik. 35 °C fölött befékez és negyven fok körül áll le.

Ennek megfelelően a nitrifikáció sebessége az eleveniszapos rendszerekben a nyári 24-26 °C hőmérsékletéről télen 10 °C körüli hőmérsékletre csökkenve mintegy negyede alá csökken (Horan, 1990). Ekkor már a két mikroorganizmus csoport egyensúlya nehezen biztosítható. Speciális ammóniás vizekkel azonban koncentrált nitrifikáló kultúrák (iszapok) nevelhetők, melyek liofilizálva, majd megfelelően visszaoltva a lakossági tisztítókba, azok téli nitrifikációjának a stabilizálására, intenzifikálására használhatók fel. Ma már ismeretesek olyan nitrifikáló kultúrák is, melyek 4 °C körül is elfogadható sebességgel képesek szaporodni.

A biofilm esetében annak iszapkora sokkal nagyobb, mint a pelyhekben növekedő (eleveniszapos) mikroorganizmus rendszeré, a hőmérséklet hatása annál kevésbé jelentkezik. Az US EPA egyik tanulmánya szerint (1975) a szennyvíz 30 °C-ról 10 °C-re történt lehűlésekor az eleveniszapos rendszerben a nitrifikáció 90 %-kal csökkent, szemben a biofilmes rendszer 35-70%-os csökkenésével (Halling-Sorensen, et al., 1993). Egy hulladéklerakó csurgalékvizének a mozgóágyas biofilmes reaktorral (MBBR) történő tisztításánál a szennyvíz 20 °C-ról 5 °C-ra történt csökkentésekor a nyári, 0,15 kg N/m³d körüli átlagos nitrifikációs teljesítmény csak alig 20 %-kal csökken (Welandar et al., 1997), ami ugyanezt bizonyítja. Kis vízhőmérsékletnél az oxigén jobb vízoldhatósága, behatolása a biofilmekbe javítja a biofilm mikroorganizmusainak az oxigénellátottságát, s ezzel a nitrifikációjukat a kisebb vízhőmérsékleten. Az eleveniszap esetében ez a hatás jelentéktelenebb, a pelyhek folyamatos jobb levegőellátottsága miatt.

3.4.4. *pH hatása a nitrifikációra*

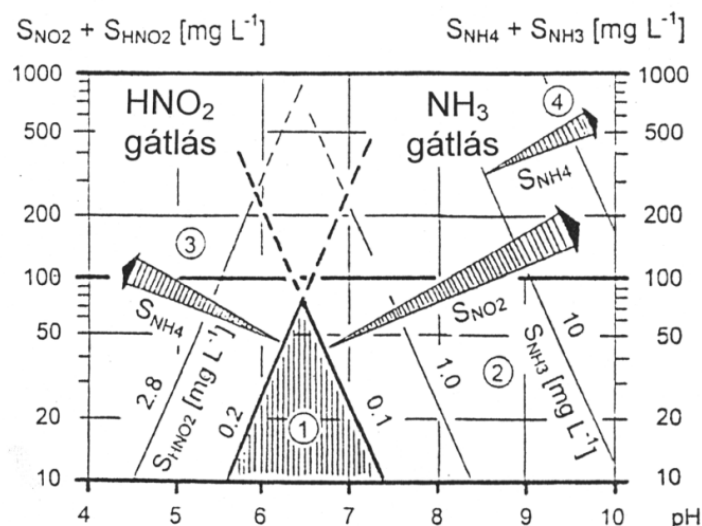
A pH esetében ez a hatás már nem ilyen egyértelmű. Ekkor ugyanis többféle hatás is érvényesül. A rendszer kémhatásának a rendszer szinte valamennyi komponensének az állapotára, oldódására, disszociációjára, s ezen keresztül esetleges toxicitására is hatása van. Köztudottan az ammónium lúgosabb pH-n kevésbé disszociál, s a szabad ammónia ilyenkor toxikus a nitrifikálókra. A heterotrófokat persze ez sem zavarja különösebben. Akár tízes pH-ig is jól dolgoznak, szaporodnak.

A nitrifikálók rendkívüli módon megérik mind a savas, mind a lúgos tartományban is az alapanyagok és reakció termékek toxikus hatását. A savas oldalon az ammónia oxidációjával keletkező nitritből létrejövő disszociálatlan salétromsav lesz a mérgező komponens. A nitrifikációnál (ammónium oxidációja) 2 mól sav keletkezik minden mól ammónium oxidációjakor. Ebből ugyan a denitrifikációnál egy mól újra felhasználásra kerül, a nitrogén eltávolítás mégis összességében savtermelést jelent. A savtermelés, illetőleg a szennyvíz puffer-kapacitásának hiánya következtében a nagyobb ammónium tartalmú szennyvizek nitrifikációjánál jelentős elsavanyodás is bekövetkezhet. Ez mészhidrát adagolással ellensúlyozható. A kétféle nitrifikáló mikroorganizmus-csoport közül a Nitrobacter fajok érzékenyebbek a lúgos pH-ra (disszociálatlan ammóniának a mérgező hatása). Ennek az eredménye a nitrit-felhalmozódás 8,2 fölötti pH tartományban. A kisebb pH-knál a disszociálatlan salétromsav jelent toxicitást Nitrosomonas és Nitrobacter fajokra egyaránt.

A nitrifikációt az üzemeltetők általánosan 8 és 9 pH között tartják optimálisnak (Halling-Sorensen et al. 1993; Henze et al., 2002). Az ammónium oxidációjának a folyamatos savtermelése miatt azonban megfelelő semlegesítés szükséges a pH stabilizálásához. Az erre használatos karbonát, hidrogén-karbonát egyidejűleg tápanyagul szolgál a nitrifikáló szervezeteknek. A nitrifikáció pH függését Randall és társai (1992) az alábbi egyenlettel jellemezték:

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

Az egyenletben a 7,2 pH értékhez tartozó fajlagos szaporodási sebesség a maximális érték. 7,2 – 8,0 pH tartományban ez közel állandó (Halling-Sorensen et al., 1993). A pH ugyanakkor a fajlagos szaporodás befolyásolása mellett mindkét átalakítási lépcsőnél szubsztrát-inhibíciót eredményez. A **9. ábra** a pH hatását mutatja a nitrifikációra Anthonisen és társai (1876) alapján.



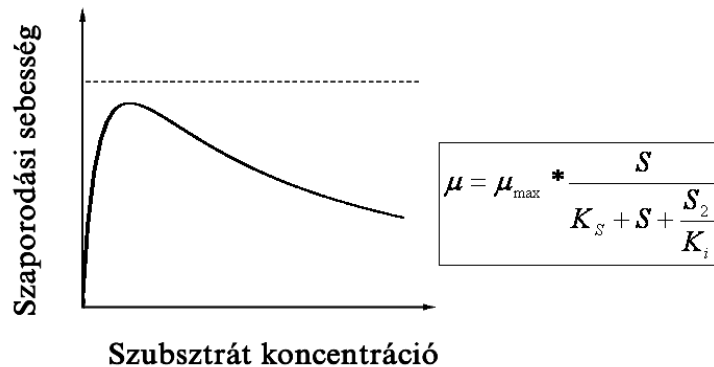
9. ábra: A nitrifikációra kedvező pH tartomány (Anthonisen, 1976)

Bár az adott komponensek toxicitási határkoncentrációit a környezeti hőmérséklet és az iszap, vagy biomassza koncentrációja is befolyásolja, az Anthonisen által javasolt pH tartományokat általánosan elfogadják a nitrifikáció szabályozásánál (Garrido et al., 1998; Henze et al., 2002; Nicolas et al., 2001; Han et al., 2002; Ruiz et al., 2003).

Anthonisen és társai (1976) azonban a **9. ábra** összefüggését eleveniszapos rendszerekre állapították meg. Biofilmes rendszereknél a filmben kialakuló koncentráció gradiens, illetőleg a nitrifikáció folyamatos savtermelése eredményeként a mélyebb rétegek nitrifikáló mikroorganizmusait a szabad ammónia hatása kevésbé érinti. Villaverde és társai (1997) megállapították, hogy a szabad ammónia mérgező hatása az ammónium oxidációjára az elárasztott biológiai szűrők esetében csak 1,5 mg szabad ammónia/g biomassza száraz iszaptömeg esetén jelentkezett, miközben a tisztított elfolyó vízben a nitrit az oxidált nitrogén 80-90 %-át is elérhette. Más vizsgálatoknál ugyanakkor ilyen rendszerekben a nitrit oxidációja hosszabb idejű adaptáció után jelentősebb szabad ammónia-tartalom mellett is megfelelően bizonyult (Han et al., 2002; Ruiz et al., 2003).

Toxicitást ugyanakkor számos, elsősorban ipari eredetű szennyező anyag, illetőleg azok átmeneti terméke is okozhat. Előfordult azonban olyan nitrifikáció lemergeződés is, ahol az ipari hagymafeldolgozás mosóvíze mérgezte le a nitrifikációt. Közismert, hogy a hagyma rendkívül egészséges tápanyag, ugyanakkor a nitrifikálókra a fertőtlenítő hatású komponensei egyértelműen toxikusnak bizonyultak. Természetesen ez a toxicitás koncentrációfüggő, hiszen tudjuk, hogy legtöbb gyógyszer, vagy inertnek tekinthető anyag is nagy koncentrációban mérgező. Az összetettebb szerves molekulák biológiai lebonthatósága a szén-szén kötések jellegétől, a toxicitás pedig a heteroatomok jelenlététől, kötéstípusától is függ. A toxicitást

ezért esetükre olyan kinetikával próbálták leírni, amely az átalakulásaiktól függetlenül is jellemző lehet. Ilyen a Haldene-kinetika. Formáját tekintve, a Monod-féle képlet átalakítása, ami nagyobb toxikus anyag koncentrációjánál a szaporodást csökkenő tendenciájúvá módosítja. Ezt mutatja a **10. ábra**.



10. ábra: A toxikus „tápanyagok” hatása a fajlagos szaporodási sebességre.

Az egyenletben K_s az egyes tápanyagok féltelítési állandója, K_i inhibíciós konstans. Az utóbbi értékétől függ, hogy a mérgező anyag milyen koncentrációjánál válik érezhetően mérgezővé.

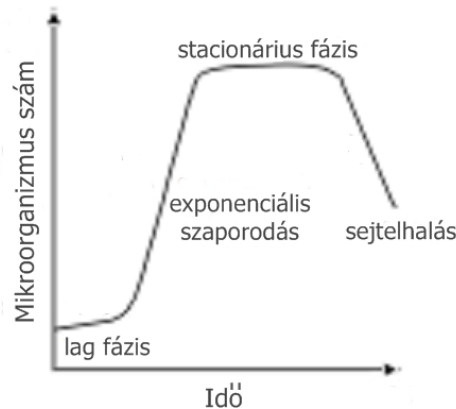
Az autotrófokkal szemben a heterotróf mikroorganizmusok fajlagos szaporodási sebességét a hőmérséklet, vagy a pH változása sokkal kevésbé befolyásolja, mint az autotrófokét. A heterotrófok esetében ugyanakkor tudatosan kell úgy alakítani a tisztítás szerves anyag terhelését, hogy az karbon limitált, tehát szerves tápanyag limitált környezetet hozzon ott létre. Ez mintegy visszafogja ezeknek a mikroorganizmusoknak a szaporodását, illetőleg a viszonylagos tápanyaghiányuk miatt fokozottabb elhalásukhoz is vezet. Így lehet csak a megfelelő mikroorganizmus egyensúlyt a lakossági szennyvizek eleveniszapos tisztítóiban a nitrifikáció és a szerves tápanyag eltávolítás együttes biztosításához. A nitrifikáló mikroorganizmusok részarányának a kevert iszapban olyannak kell lenni, hogy az az ammónium terhelés oxidációjára alkalmas legyen.

Ha egy tisztításra gyakorlatilag olyan kevés ammónium, vagy szerves nitrogén érkezik, ami a nitrifikációt szükségtelenné teszi abban, a tisztító sokkal nagyobb mértékben terhelhető a szerves tápanyaggal, és akkor is megfelelő tápanyag eltávolítást biztosíthat. Óvatosnak kell azonban lenni, mert a túltáplált rendszer mindegyik tápanyagot illetően a teljes tisztításból visszacsúszhat a részisztítás tartományába. Ez azonban elsősorban a szerves anyag eltávolítását illetően veszély az eleveniszapos rendszerekben.

A lakossági szennyvizek eleveniszapos tisztítói karbon (szerves tápanyag) limitáltak. Ez azért is szükségszerű, mert az előző bekezdésben említett részisztítás abban is jelentkezik, hogy a mikroorganizmusok egy része nem flokkulumokban dolgozik, vagy áll össze az utóülepítőben, hanem szabadon úszó formában a tisztított víznek túlzott lebegő anyag tartalmat, zavarosságot, KOI-t is eredményez. Az eleveniszap fajlagos terhelése ezért sem növelhető korlátlanul.

Kisebb szerves anyag terhelés (tápanyag korlátozás) ugyanakkor az említett fokozott sejtelhalást eredményezi. Pontosabban a korlátozott tápanyag ellátás miatt az élő sejtek egy része elhal, sejtfal anyaggá alakul, s így már nem vesz részt a tápanyag hasznosításában. Ez a sejanyag rész ezután már nem verseng az ugyanezen kultúrában jelenlévő ammónium-

oxidáló autotróf szervezetekkel. A heterotrófok szaporodásának ilyen jellegű befékezését a zárt kultúrában mérhető tápanyagfogyasztás, szaporodás, sejtszám alakulás vizsgálatával lehet pontosítani. Már évtizedekkel ezelőtt kimérték a baktériumszám időbeni változását adott szerves tápanyag mennyiség fogyasztásakor folyamatos oxigénellátás esetén. Miközben a tápanyagot a mikroorganizmusok növekvő, majd állandó sebességgel fogyasztották, annak jelentős részét el is távolították a vízből. A tápanyag elfogytával rövid ideig lassan, majd zuhanásszerűen csökkent az élő mikroorganizmusok száma. Ez a **11. ábrán** látható.



11. ábra: A bakteriális szaporodás zárt kemosztátban adott szerves tápanyag mennyiségének a fogyasztásával

Az ábrából megfigyelhető, hogy a tápanyag ellátottság egy bizonyos inkubációs, vagy adaptációs idő után logaritmikus sejt szaporodást eredményez a rendszerben. A szerves tápanyag koncentrációja ugyanezzel egyidejűleg nagy sebességgel csökken a zárt rendszerben. Megjegyzendő, hogy a már korábban is említett tápanyag adszorpció egy kicsit aránytalanná teszi a sejtnövekedés és a tápanyag hasznosítás alakulását. Az azonban mindenképpen megállapítható, hogy egy idő után, mivel nincs tápanyag adagolás az adott rendszerben, a mikroorganizmusok szaporodása hirtelen visszaesik, és hosszú időn keresztül gyakorlatilag minimális, vagy valamelyest csökkenő iszaptömeg változást eredményez. Eközben a tápanyag koncentrációja a vizes fázisban gyakorlatilag már nem változik. A stacioner fázis hossza különböző anyagok biológiai átalakításánál különböző, részben persze a környezeti feltételektől, részben a rendszer kiindulásnál történt beoltástól függően. Ez az a tartomány, ahol a mikroorganizmusok a sejteikben betárolt tápanyagot, valamint az elhaló sejtek citoplazmáját használják minimális oxigénfelvétel mellett. Amikor a tápanyag az élő sejtől kifogy, s kívülről sem jut hozzá, a sejt sérül, és a sejt elhalása következik be. Ettől kezdve még az életben maradó sejtek ezek citoplazmáját hasznosítják, abból élnek, működnek. Ez azonban már összességében sejtszám illetőleg a rendszerben levő iszaptömeg csökkenését eredményezi.

A szaporodási kinetikákat a zárt rendszerekkel, kemosztátokkal szemben a nyitott eleveniszapos rendszerekre mérték ki. Ilyen méréseket nehéz megvalósítani, vagy elvégezni biofilmes rendszereknél, ahol a keletkező biomassza tömegének a mérése sokkal nehezebb, hiszen azt nehéz a biofilm hordozójáról eltávolítani. Ennek megfelelően a szaporodási kinetika pontos alakulása a biofilmben, vagy annak az eltérése az eleveniszapétól, egy eléggé megfontolandó kérdés a biofilm szaporodásának megítélésében.

Mindezekén túl a domináns mikroorganizmus fajok aránya is szezonális változást mutat mind az eleveniszapnál, mind a biofilmnél. Ez a sztöchiometriát nem változtatja, viszont erősen befolyásolja a reakciósebességeket. A hőmérséklettel szemben a mikroorganizmusok széles tartományban alkalmazkodni tudnak a folyadék sótartalmához, mint azt fejlődésük is igazolta.

Hivatkozások

- Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S., Srinath, E. B. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. WPCF* **24**, 835-852.
- Bonomo, L., Pastorelli, G., Quinto, E. and Rinaldi (2000) Tertiary nitrification in pure oxygen moving bed biofilm reactors. *Wat. Sci. Tech.* 41(4-5), 361-368.
- Broda, E. (1977) Two kinds of lithotrophs missing in the nature. *Z. Allg. Microbiologie*, **17** (6) 491-93.
- Garrido, J. M., Guerrero, L., Méndez, R. and Lema, J. M. (1998) Nitrification of wastewater from fish-meal factory. *Water SA*. 24(3), 245-249.
- Grady, C. P. L., Daigger, G. T., Lim, H. C. (1999) *Biological Wastewater Treatment* 2nd ed. Marcel Dekker, Inc. New York.
- Gray, N. F. (1990) *Activated Sludge. Theory and Practice*. Oxford Science Publications.
- Halling-Sorensen, B. and Jorgensen, S. E. (1993) *The Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater*. 1st Edition, Elsevier Science Publishers, Amsterdam
- Han, D. W., Chang, J. S. and Kim, D. J. (2002) Nitrifying microbial community analysis of nitrite accumulating biofilm reactor by fluorescence in situ hybridization. *Wat. Sci. Tech.* 47(1), 97-104.
- Hanaki, K., Wantawin, C. and Ohgaki, S. (1990) Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor. *Wat. Res.* 24(3), 297-302.
- Hem, L. J., Rusten, B. and Odegaard, H. (1994) Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Wat. Res.* 28(6), 1425-1433.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. L. C. and Arvin, E. (2002) *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. 3rd Edition, Springer, Germany
- Horan, N. J. (1990) *Biological Wastewater Treatment Systems: Theory and Operation*. 1st Edition, John Wiley & Sons Ltd., Great Britain
- Kárpáti, A Szerk: Ábrahám, F., Bardóczyné Szekely, E., Kárpáti, Á., László, Zs., Szilagyi, F., Thury, P., Vermes, L. (2007) *A szennyvíztisztítás alapjai*. Szerk. Kárpáti, Á. Pannon Egyetem, pp.173.
- Kárpáti, Á. (2002): *Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai - I. BOI és nitrogéneltávolítás. – 1-14, II. Biológiai többletfoszfor eltávolítás és a szerves széntartalom optimális kihasználása. 14-27.* Szerk.: Kárpáti, Á., *Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 2.* Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, pp. 97.
- Kárpáti, Á. (2005) *Szennyvíztisztítás kialakulása és fejlődése napjainkig. Műszaki Információ / Környezet-védelem, (7-8) 80-96.*
- Kos, P. (1998) Short SRT (Solid Retention Time) nitrification process/flowsheet. *Wat. Sci. Tech.* 38(1), 23-29.
- Nicolas, B., Peng, D., Jean-Philippe, D. and René, M. (2001) Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor. *J. Environ. Eng. ASCE*, 127(3), 266-271
- Odegaard, H., Rusten, B. and Westrum, T. (1994) A new moving bed biofilm reactor - applications and results. *Wat. Sci. Tech.* 29(10-11), 157-165.
- Okabe, S., Satoh, H. and Watanabe, Y. (1999) In situ analysis of nitrifying biofilms as determined by insitu hybridization and the use of microelectrodes. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, 3182-3191.
- Pastorelli, G., Andreottola, G., Ganziani, R., de Fraja Frangipane, E., De Pascalis, F., Gurrieri, G. and Rozzi, A. (1997) Pilot-plant experiments with moving bed biofilm reactors. *Wat. Sci. Tech.* 36(1), 43-50.

- Pollice, A., Tandori, V. and Lestingi, C. (2002) Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate. *Wat. Res.* 36, 2541-2546.
- Randall, C. W. and Sen, D. (1996) Full-scale evaluation of an integrated fixed-film activated sludge (IFAS) process for enhanced nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.* 33(12), 155-162.
- Rittmann, B. E. and McCarty, P. L. (2001) *Environmental Biotechnology: Principle and Applications*. International Edition 2001, McGraw-Hill Book Co., Singapore
- Robertson, L. A., van Niel, E. W. J., Torremans, R. A. M. and Kuenen, J. G. (1988) Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of *Thiosphaera Pantotropha.*, *Appl. Envir. Microbiol.* 54, 2812-2818.
- Ruiz, G., Jeison, D. and Chamy, R. (2003) Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Wat. Res.* 37, 1371-1377.
- Rusten, B., Hem, L. J. and Odegaard, H. (1995) Nitrification of municipal wastewater in movingbed biofilm reactors. *Water Environ. Res.* 67, 75-85.
- Sedlak, R. (1992) Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater - Principles. and Practice 2nd ed., Lewis Publisher, New York, p. 240.
- Seviour, R. J., Lindrea, K. C., Griffiths, P. C., Blackall, L. L., Seviour, R. J., Blackall, L. L. (1999) „Az eleveniszapos szennyvíztisztítás –mikrobiológiája, 1999” c könyvében megjelent anyaga alapján készített tömörítvény 27-45. old.: Szerk.:Kárpáti, Á., Az eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 2. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék (2002), pp. 97.
- Villaverde, S., García-Encina, P. A. and Fdz-Polanco, F. (1997) Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilter. *Wat. Res.* 31(5), 180-186.
- Welander, U., Henrysson, T. and Welander, T. (1997) Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Wat. Res.* 31(9), 2351-2355.
- Wijffels, R. H. and Tramper, J. (1995) Nitrification by immobilized cells. *Enzyme and Microbial Technol.* 17, 482-492.
- Wuchter, C., Abbas, B., Coolen, M. J. L., Herfort, L., van Bleijswijk, J., Timmers, P., Strous M., Teira, E., Herndl, G. J., Middelburg, J. J., Schouten, S., Damsté, J. S. (2006) Archaeal nitrification in the ocean. *Proc Natl Acad Sci USA*
- Yang, L. and Alleman, J. E. (1992) Investigation of batchwise nitrite build-up by an enriched nitrification cultures. *Wat. Sci. Tech.* 26(5-6), 997-1005.
- You, S. J., Hsu, C. L., Chuang, S. H. and Ouyang, C. F. (2003) Nitrification efficiency and nitrifying bacteria abundance in combined AS-RBC and A20 systems. *Wat. Res.* 37, 2281-2290.

4. Mikroorganizmus rendszerek technológizálása

4.1. Eleveniszapos rendszerek.

Az eleveniszapos rendszerek működéséről éppen az iszapkoncentrációjuk könnyű mérhetősége kapcsán már nagyon régen pontos információt nyerhettek a szakemberek. Fontos volt ez a rendszerek üzemeltetéséhez, mert heterotrófok fokozott sejtelhalása miatt az iszapaktivitás alakulása lényegesen eltért a Monod kinetika alapján számolható értékektől. Az eleveniszapos rendszerek medencéiben közel állandónak kell lenni az iszaptömegnek, s vele a szennyvíziszap térfogati tisztító-teljesítményének (Kárpáti és társai, 2013). Az utóbbi az aktuális iszapkoncentrációval változik. Elvileg az lenne a legkedvezőbb, ha az iszapkoncentrációt végtelen nagyra lehetne beállítani. Ekkor ugyanis arányosan az iszaptömeggel a tisztító fajlagos térfogati teljesítménye is végtelen nagyra lenne növelhető. Ezt azonban mind az iszap levegőellátásának, mind a tisztítást követő iszap kiülepitésnek a lehetősége korlátozza. Az oxigénbevitelt a levegőztetés hatékonyságának valamilyen javításával, az iszapkoncentrációt ultraszűrővel történő iszapszeparációval lehet javítani. Azonban ezek a lehetőségek is korlátosak.

Az utóülepitő esetében az iszap ülepedése az, ami meghatározó a kialakítható iszapkoncentráció tekintetében. Ha egy eleveniszapos medencéből elveszünk adott térfogatnyi iszapot, iszapos vizet, abban a keveredés leállásával az iszap flokkulál, és lassú ülepedésnek indul. Ennek az ülepedésnek a sebessége az, ami az ülepitő térfogatigényét befolyásolja, míg az edény (gyakorlatban menzúra, vagy ülepitőhenger) fenekén kialakuló iszapkoncentráció, ennek az iszapnak a levegőztető medencébe történő recirkulációjával ott kialakítható iszapkoncentrációt határolja be. A gyakorlatban azt tapasztalható, hogy az utóülepitő fenekén az iszap koncentrációja mintegy 10 g lebegő iszap szárazanyag/l értéket ér el, s annak a recirkulációjával a levegőztető medencében általában 3-6 g szárazanyag/l közötti iszapkoncentráció biztosítható (Kárpáti, 2007).

Ez egyben azt is jelenti, hogy amikor a levegőztető medencéből az eleveniszap átkerül az utóülepitőbe, durván fele térfogatnyi tiszta vízre és fele iszapos fázisra válik szét. A túlfolyó tiszta víz elvételre kerül, míg a fenékiszap recirkulációra az eleveniszapos medencébe. Ez közelítőleg azt is meghatározza, hogy a fél rész folyadéktérfogatot az iszappal vissza kell folyamatosan vinni a tisztítómedencék elejére. Ennek megfelelően oda nagyjából ugyan annyi iszapos víz kerül vissza (fenékiszap), mint amennyi az érkező tisztítandó szennyvíz. Az iszaprecirkuláció az érkező szennyvízre vonatkoztatva tehát 100 %, illetőleg a recirkulációs arány (recirkuláltatott iszapos víz / tisztítandó szennyvíz = R_i) közelítőleg egy.

Az eleveniszapos rendszereknél függetlenül a fajlagos szerves anyag eltávolító kapacitásuk nagyságától, a megfelelő üzemeltetés alapfeltétele a keletkező iszap ülepitethetősége, jó hatásfokú iszapvisszatartás elérése. Az utóülepités elégtelensége az üzemeltetés teljes felborulását is eredményezheti (iszapkihordás). Ez rendszerint a levegőztető medencék iszapkoncentrációjának csökkenését, a tisztított víz túlzott lebegő anyag tartalmát, az iszaprecirkuláció mértéktelen megnövelésének igényét jelenti. Hogy a keletkező eleveniszap jól ülepedjen, a tápanyag/mikroorganizmus (F/M) aránynak az eleveniszapos rendszerekben viszonylag szűk tartományban kell lennie – rendszerint 0,2-0,6 kg BOI/kg MLSS d (Horan, 1990). Ha ellenben teljes nitrifikációt kell biztosítani az ugyanilyen rendszerben, mint az korábban látható volt, az F/M aránynak 0,15 kg BOI/kg MLSS d alatt kell lennie. A két

kritérium egyszerre nehezen teljesíthető, illetőleg semmiképpen nem biztosít mindkét szempontból optimális üzemeltethetőséget.

Emellett a hagyományos eleveniszapos rendszerekben a maximális iszapkoncentráció általában 5-6 g MLSS/l alatt kell legyen az iszap kellő kiülepitésének eléréséhez. A hagyományos eleveniszapos rendszerek éppen ezért csak kis térfogati szerves anyag terheléssel ($<0,5-0,75$ kg $\text{BOI}_5/\text{m}^3\text{d}$, vagy $1-1,5$ kg $\text{KOI}/\text{m}^3\text{d}$) üzemeltethetők, ha egyidejűleg teljes nitrifikációt is kell biztosítaniuk. Ez egyben a lakossági szennyvíz összetételét (BOI_5 :TKN arányát) figyelembe véve $0,1-0,15$ kg $\text{TKN}/\text{m}^3\text{d}$ nitrifikációs teljesítményt is jelent. Ez nagy tisztítótérfogat kiépítést, s ezzel nagy helyigényt jelent a tisztítónak.

A rendszerben levő iszap mintegy tizedét, tehát jóval kisebb hányadát, mint ami az utóülepitőből visszakerül a levegőztetőbe, az utóülepitő fenékáramából naponta el kell venni (főliszap), hogy a medencében az iszapkoncentráció állandó maradjon.

A membrán szeparációs iszapvisszatartás fejlődésével napjainkban az szennyvíztisztítók üzemeltetése iszapüledés függetlenné tehető. Ez egyidejűleg lehetővé teszi kisebb oldott és lebegőanyag tartalmú tisztított víz előállítását, valamint az eleveniszapos rendszer iszapkoncentrációjának a jelentős megnövelését. A reaktorok iszapkoncentrációja ezzel akár 20 g/l-re is növelhető, ami $4,5$ kg KOI/m^3 szerves anyag eltávolító kapacitást is biztosíthat megfelelő nitrifikáció mellett (Lübbecke et al., 1995). Az ilyen megoldások hátránya azonban ma még a membrán ára, és bonyolult üzemeltetés igénye mellett a megnövelt iszapkoncentráció miatt hasonlóan növekvő térfogati oxigénigény, vagy bevitel költségesebb biztosítási lehetősége is (Lübbecke et al, 1995; Metcalf and Eddy, 2003).

Egy eleveniszapos szennyvíztisztító megfelelő iszapterhelésnél és levegőellátásnál képes a szennyvízzel érkező szerves anyag, valamint az ammónium megfelelő átalakítására. Ez a szerves anyag szennyvíziszappá, s az ammónium nitráttá alakítását jelenti. Más kérdés, hogy napjaink tisztításánál a nitrát jó hatásfokú redukciója, s a foszfát hasonló eltávolítása is feladat. Nos, hogy ez hogyan történhet, magának a szennyvíz összetételének is függvénye. Az iszapba valamennyi ammónium és foszfát is beépül. A be nem épülő ammóniumot nitrifikálni, a foszfort megfelelő biológiai, vagy kémiai módszerekkel kell eltávolítani. Napjaink súlyos problémája ezután persze a nitrát nitrogénné redukálása is, ezzel azonban a jelen jegyzet nem kíván foglalkozni.

Elfogadhatjuk, hogy a lakossági szennyvizekben lakosonként mintegy 60 gramm BOI_5 , és mintegy 13 gramm TKN szennyezés (redukált nitrogén) érkezik a szennyvíztisztító telepre. Az utóbbinak mintegy $2/3-3/4$ -ed része ammónium nitrogén, a többi szerves nitrogén. Az utóbbi a fehérjék hidrolízisével ammóniummá alakul a tisztítóban.

A telepen helyes működés esetén ebből a BOI_5 -el jellemzett szerves anyag mennyiségből, vagy terhelés mennyiségből gyakorlatilag 42 g/főd körüli iszap szerves anyag, pontosabban heterotróf biomassza keletkezik ($Y_{het}=0,7$ g biomassza sza. / g BOI_5). Ebben annak 5% -a körül lesz a nitrogéntartalom (a korábban részletezett sejtprodukciónak és sejtelhalásnak az eredményeképpen). Ez lakosonként napi 2 g TKN körüli mennyiség. A többi ammónium nitrogénből lesz az autotróf iszapproduktum, mintegy $2-2,5$ g/főd ($Y_{aut}=0,24$ g biomassza sza. / g TKN). A fenti fajlagos iszaphozam értékek a gyakorlatban tapasztaltak az olyan terhelésű szennyvíztisztítóknál, amelyek egyaránt képesek a szerves anyag és az ammónium egyidejű eltávolítására.

A számítás alapján könnyen belátható, hogy a lakossági szennyvíz ilyen tisztításánál kialakuló biomasszában mintegy 95 % a heterotróf mikroorganizmusok, s egyidejűleg csak 5 % körüli az autotróf amónium-oxidáló fajok részaránya. Ezt egyébként más számítással is könnyen bizonyítani lehet, amely közvetlenül a nitrifikálók hányadát adja meg egy kevert eleveniszapos kultúrában a KOI/TKN arány függvényében. A nitrifikálók hányada egy eleveniszapban a következő egyenlettel számítható (Randall et al., 1992).

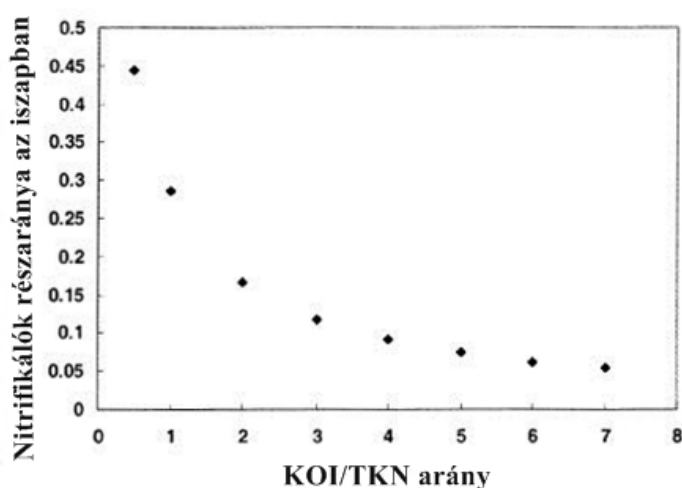
$$f_N = \frac{\Delta TKN * Y_n}{\Delta TKN * Y_n + \Delta COD * Y_b}$$

ahol Y_n , Y_b : a nitrifikálók és heterotrófok hozam-konstansa
(g iszaphozam/g N vagy KOI);
 ΔTKN : eltávolított TKN (mg/l); és
 ΔKOI : eltávolított KOI (mg/l).

2. táblázat: Heterotróf és nitrifikáló mikroorganizmusok kinetikai paramétereit 20 °C-on (Henze et al., 2002).

Paraméter	Heterotrófok	Nitrifikálók
Maximális szaporodási sebesség μ_{max} (1/d)	6,0	0,8
Az elhalás sebességi állandója k_d (1/d)	0,15	0,05
Hozam-konstans Y (g biomassza KOI/g eltávolított KOI vagy N)	0,67	0,24
Az oxigén féltelítési állandója (mg/l)	0,2	0,5

A fenti egyenlettel az eleveniszapos rendszerekre az aktuális nitrifikáló mikroorganizmus hányad a KOI/TKN arány függvényében kiszámítható. Teljes KOI és TKN eltávolítást, valamint 0,24 Y_n -t és 0,6 Y_b -t számolva látható ez a nitrifikáló biomassza hányad a KOI/TKN arány függvényében a **12. ábrán** látható.



12. ábra: Nitrifikálók részaránya az eleveniszapban különböző KOI :TKN tápanyagaránynál

A gyakorlat tapasztalatából azt is tudjuk, hogy az olyan eleveniszapos szennyvíztisztítóban, melyek az ilyen teljesítményre képes iszapot termelnek, az iszap relatív szerves anyag

terhelése csupán 0,15 g BOI₅/g iszap szárazanyag körüli lehet. A tisztítót nem lehet jobban terhelni, mert akkor a heterotrófok relatíve nagyobb iszaphozamuk következtében kiszorítják az iszaptól az egyre lassabban szaporodó autotrófokat. Az autotrófok szaporodása pontosan azért esik vissza a szerves anyag terhelés növekedésével, mert a heterotrófok részaránya ilyenkor nő, míg az autotrófoké csökken az iszapban. A csökkenő számú, vagy részarányú autotrófok nem tudnak több ammóniumot oxidálni (teljesítményük – fajlagos szaporodási sebességük - maximuma közelében vannak), tehát a szaporodásuk tovább csökken, s így részarányuk is tovább csökken a vegyes iszapban. A szakzsargon ezt az összetétel átalakulást, az autotróf részarány csökkenést, a nitrifikálók kimosódásának nevezi.

Az előbb említett fajlagos iszapterhelés térfogati iszapterhelésre, teljesítményre is átszámolható. 5 g/l, vagy kg/m³ iszapkoncentráció esetén a tisztító szerves anyag eltávolító térfogati teljesítménye 0,75 kg BOI₅/m³d. Ha figyelembe vesszük, hogy a 60 gramm BOI₅ eltávolításnál keletkező 42 gramm iszaptömeg mintegy 6 % nitrogén tartalmat vesz fel, az azt jelenti, hogy gyakorlatilag mintegy 2,5 gramm/lakos egyenérték nitrogén, vagy ammónium eltávolítás következik be az iszapban. Így 10,5 g/föd ammónium-N-t nitrifikációval és denitrifikációval kell eltávolítani a rendszerben. Ez azt jelenti, hogy az eltávolítandó ammónium mennyiségét is a 11/60 aránnyal átszámolva megkapjuk, hogy egy adott szennyvíztisztítóban, amelyik egyidejűleg alkalmas szerves anyag és ammónium eltávolításra, az eltávolított ammónium mennyiség a napi 750 mg/l-nek a 11/60-ad része. Ebből kiszámítható, hogy közelítőleg egy ilyen terhelésű eleveniszapos rendszerben naponta nitrifikált ammónium mennyisége maximum 135 g/m³ körüli érték.

A számítást másik oldalról is elvégezhetjük, hiszen köztudott, hogy a biológiai tisztításra kerülő szennyvíz koncentrációjában a fenti értékek mintegy 340-345 g BOI₅/m³ körüli értéket jelentenek a lakossági szennyvizeknél. Természetesen olyan országokban, ahol nem kell takarékoskodni a vízfelhasználással annak az alacsony ára miatt, a szennyvíz koncentrációja sokkal kisebb is lehet. Magyarországon a kisebb települések, falvak esetében ugyanakkor az is megfigyelhető, hogy ez az érték lényegesen magasabb, valahol 500 mg BOI₅/l körül is lehet, különösen akkor, ha a szennyvíztisztító nem rendelkezik előülepítővel. Ennek megfelelően megállapíthatjuk, hogy egy szennyvíztisztítóban 1 m³ levegőztetett medencetérfogat naponta 2 m³, de legalább is 1-1,5 m³ szennyvíz tisztítására mindenképpen elegendő. Ez azt jelenti, hogy a reaktor térfogatra számítható hidraulikus tartózkodási idő valahol 0,5-1 napos tartományban állhat be. Ha persze a denitrifikáció térfogatigényét is figyelembe vesszük, ezek az értékek értelemszerűen mintegy másfélszeresükre csökkennek, illetőleg nőnek.

Ha azonban egy szennyvíztisztítóban a szerves anyag terhelését jelentősen növeljük, vagy a hidraulikus tartózkodási idő kisebb az eleveniszapos medencetérben, mint az előbb említett érték, még mindig van lehetőség a tisztítás javítására, ha az iszapkoncentrációt valamiképpen növelni tudjuk. Egy adott korlát az utóülepítés, vagy az ultraszűrés ilyen esetekben. Mindenképpen elérünk azonban a terhelés növelésével egy olyan értéket, amikor az ammónium-oxidálók a korlátozott szaporodási sebességük miatt már képtelenek elvégezni a munkát, illetőleg a nagymértékben növekvő heterotróf iszapszaporulat miatt a koncentrációjuk az iszaptömegben visszaszorul, s így a nitrifikáció a tisztítóban leáll.

A fentieket jól érzékelteti az alábbi eszmefuttatás is. A szerves anyag és nitrogén eltávolításra is alkalmas eleveniszapos (denitrifikáló) rendszerrel a relatív iszapterhelés 0,10 kg BOI₅/kg iszap szá. d. A lakossági szennyvíz 60/13 BOI₅ /TKN aránya miatt ez egyidejűleg mintegy 0,015 g ammónium/kg iszap szá nitrifikációját jelenti, melyet az egy kg iszap 5 %-nyi

autotróf nitrifikáló mikroorganizmusai végeznek. Ezek fajlagos teljesítménye ezért 15 g/50 g nitrifikáló iszap naponta, azaz 0,3 g/gxd. Egy gramm ammónium oxidációra 0,24 g fajlagos autotróf mikroorganizmus hozamot számolva ez 0,075 g/g fajlagos autotróf mikroorganizmus szaporodási sebességnek felel meg. Ez közel van azoknak a lakossági szennyvizekben tapasztalt 0,1/d maximális fajlagos szaporodási sebesség értékéhez, bizonyítva, hogy a terhelés növelésével a nitrifikálók szaporodási sebessége alig növelhető, így relatív arányuk a terhelés növelésével az eleveniszapban folyamatosan csökken, s a nitrifikáció egy idő után leáll.

Elég ennek érzékeltetéséhez még azt a számítást elvégezni, hogyan változik az iszap mikroorganizmusainak részaránya a szerves anyag terhelés megnégyszereződésére. Nos, ekkor a nitrifikálók részaránya az iszapban az 5 %-nak tekinthető szükségesről 1 %-ra csökken, ami már csak az ammónium 20 %-ának az oxidációjára lesz elegendő.

Ez azt jelenti, hogy általánosan megállapítható, hogy a lakossági szennyvíztisztítóknak, melyek szerves anyag és nitrogén eltávolításra egyaránt képesek, valahol a 750 mg/BOI₅/l reaktortérfogat, illetőleg 100 mg NH₄-N/l nitrifikáló kapacitás körüli határértéke van. Az adott eleveniszapos tisztító nitrifikáló teljesítményét ezért vagy az iszapkoncentráció, vagy a reaktor térfogat növelésével lehetne ezen túl biztosítani.

Természetesen a nitrifikáció fokozása az egy iszapos rendszerekben elérhető még külső forrásból nitrifikáló mikroorganizmusok adagolásával is. Azok ott elszaporodva megnövelik a kevert iszap nitrifikációs teljesítményét. A nitrifikáció egy adott kommunális szennyvíztisztító rendszerben nyáron és télen, rendkívül eltérő sebességgel történhet, hiszen mint a korábbiakban már megadtuk, a nitrifikáció sebessége 7 Celsius fokonként duplázódik. Ezért a nyári 24 °C hőmérsékletre leülő tisztítóban 10 °C hőmérsékleten a nyárinak a négyszeres iszapmennyiségére lenne szükség a megfelelő nitrifikációhoz. A jelenlegi kereskedelmi forgalomban kapható nitrifikáló mikroorganizmus tenyészeteket ezért éppen a téli időszak kisebb vízhőmérsékleténél adagolják a túlhűlés hatásának kompenzálására.

A szennyvíztisztító terhelését vizsgálva a másik oldalról megállapíthatjuk, hogy a már említett 750 gramm/m³/nap BOI₅ terhelésből gyakorlatilag mintegy 0,53 kg iszap keletkezik az adott m³-nyi szennyvíztisztítóban. Nos, mivel ebben a térfogatban a feltételezéseink szerint 5 kg/m³ iszap szárazanyagának megfelelő iszaptömeg végzi a biológiai munkát, könnyű kiszámolni, hogy naponta ebből fél kilónyi iszap szárazanyagának megfelelő mennyiséget el is kell venni, hogy az iszapkoncentráció ne változzon számottevően. Ez azt jelenti, hogy a rendszerben kialakuló iszapkor a biztonságos nitrifikációhoz mintegy 10 napos. Ez a denitrifikációs igény, a vízhőmérséklet, pH, valamint a szennyvízzel érkező nitrifikálókat mérgező anyagok hatása tovább módosíthatja. Ilyen mérgező anyag lehet a lakossági szennyvizekben a közcsatornában történő berothadás eredményeként keletkező H₂S is.

Persze nyáron ennél kisebb iszapkor is megengedhető, ami nagyobb szerves anyag terhelést is jelent, mivel nyáron a nitrifikálóknak négyszer akkora a szaporodási sebessége, mint télen. Ez azt jelenti, hogy nyáron 6 napos iszapkor mellett a rendszerben már lejátszódhat a teljes nitrifikáció, míg a téli időszakban bizony a 20-25 napos iszapkor is szükséges lehet ahhoz. Az iszapkor mindenkor kialakításánál persze azt is figyelembe kell venni, hogy a denitrifikációnak is jelentős térfogat, vagy iszaphányad igénye van. Mivel a denitrifikációnak a szükséges aerob térfogatnak még mintegy 30-50 %-át javasolják tervezni, a teljes iszapkor igény is ennyivel nő. Ez azt jelenti, hogy a reaktor térfogatot, vagy iszaptömeget esetleg a másfélszeresére célszerű megválasztani. Ez ugyanakkor azt is jelenti, hogy a teljes tisztítóra

számítható nitrifikációs teljesítmény csak mintegy $100 \text{ g/m}^3\text{d}$, illetőleg 20 g/kg iszap száradás körül várható (Kárpáti, Á., 2005).

Az eleveniszapos szennyvíztisztítást a viszonylag kis szabályozás igénye miatt hosszú évtizedekig kizárólagosan folyamatos szennyvíz betáplálással és elvétellel működtették, annak ellenére, hogy a múlt század elején sok tisztítót egyetlen iszapos medencével, folyamatos szennyvíz betáplálással, de abból a kisvíz hozamkor történő szakaszos tisztított víz elvétellel üzemeltettek. Ezekben a tisztítóban is, hasonlóan a folyamatos átfolyású, ülepitős rendszerekhez a biológiai medencében a tápanyag koncentrációja időben nagyjából állandó volt. A múlt század hetvenes éveitől viszont számos hasonló, de teljesen szakaszos betáplálású és folyadék-elvételi rendszert építettek ki (Sequencing Batch Reactors – SBR). Ezekben a betáplálás szabályozásával időben változó tápanyag koncentrációval ment a tisztítás. Valójában a többi, folyamatos betáplálású eleveniszapos rendszerhez hasonlóan ezeknél is kevert kultúrák fejlődtek ki megfelelő heterotróf/autotróf mikroorganizmus aránnyal, azonban időben változott bennük az ammónium és nitrát koncentráció, második, netán harmadik lépcsős nyersvíz betáplálással javítva azokban a denitrifikáció szerves anyag ellátását, s így a nitrát redukciójának a mértékét. A nitrifikáció tekintetében ennél a megoldásnál nem jelentkezett térfogati teljesítménynövekedés. Az utóülepitő elhagyása különösen a kisebb szennyvíztisztítóknál jelentett beruházási költség megtakarítást.

Hamar felismerték az eleveniszapos szennyvíztisztításnál azt is, hogy két iszapkört kialakítva, az első légyegesen nagyobb térfogati teljesítménnyel képes a szerves anyagok eltávolítására, míg a második iszapkörben nitrifikációs teljesítmény növelhető jelentősen a kialakuló eltérő iszapösszetétel eredményeként. Ennek a megoldásnak a sajnálatos hátránya azonban a denitrifikáció romlása a második iszapkörben. Ez vezetett végül az ilyen megoldások időszakos háttérbe szorulásához. Napjainkban ugyanakkor újabb nitrogéntávolítási megoldások alkalmazásával a nagyterhelésű iszapkör beépítése újra megvalósíthatónak és eredményesnek tűnik. Jelenleg ezt az irányzatot a szennyvíz energiatartalmának a maximális újrahasznosítási igénye erősíti leginkább.

4.2. Biofilmes rendszerek, biofilm és eleveniszap kombinációja

A biofilmes tisztítás esetében nem egyértelmű, hogy a sejtek szaporodása az eleveniszapra kimért sebességekkel számolható. A biofilmben ugyanis a környezeti feltételek miatt olyan tápanyag-limitációk lépnek fel, amelyek ezt a szaporodási sebességet, vagy éppen a szerves anyag lebontásának irányát és mértékét is jelentősen változtathatják. A biofilmes rendszerek között ezen túl a rendszerkialakítás miatt különbség van a biofilmek mikroorganizmus arányaiban a tápanyag-ellátottság függvényében is. A felülről nedvesített filmeknél, a csepegtetőtesteknél az oszlop hosszirányában, magasságában alakul ki ilyen biofilm összetétel változás. A szerves anyagot elsősorban a betáplálási pont közelében levő biofilm rétegek távolítják el, míg a nitrifikáció a már részben megtisztított vízzel nedvesített alsó reaktorzónák biofilmjénél lesz domináns.

Éppen az ilyen megosztás miatt jobb a csepegtetőtestek felső tereiben a denitrifikáció lehetősége is, ha a nitrifikált vizet visszavezeti a csepegtetőtest tetejére. Mindenképpen fontos tehát a biofilmeknél, hogy a nitrifikáció a folyadék átfolyása alatt megfelelő határfokot érjen el. Ez fogja alapvetően meghatározni az ilyen rendszerek biológiai teljesítményét és megengedhető terhelését is.

Más a helyzet az olyan biofilmeknél, melyek állandó tápanyag koncentrációjú folyadékfázisban szaporodnak, működnek. Ilyenek a forgó tárcsás kontaktorok és az elárasztott biofilmes rendszerek is. Ezeknél a heterotrófok és autotrófok között hasonló verseny alakul ki, mint az eleveniszapnál, azzal a különbséggel, hogy a filmben kialakuló oxigén koncentráció gradiens fog mélységi szelekciót okozni a fenti mikroorganizmusok között. Ez mintegy rétegszerű iszapösszetétel szelekciót eredményez. Természetesen ilyen reaktor egységek sorba kapcsolásával ez hasonló hatást érhet el, mint a több iszapkörös eleveniszapos megoldásoknál, vagy magán a csepegtetőtesten belül, illetőleg csepegtetőtestek sorba kapcsolásakor.

Igen érdekes feltételezés lehetne, elfogadva az eleveniszapra számolt $100 \text{ m}^2/\text{g}$ száraz iszap fajlagos felületet, hogy az $5 \text{ kg}/\text{m}^3$ iszapkoncentrációjú levegőztetett eleveniszap egy köbméterében 500 ezer m^2 biofilm felület áll rendelkezésre. Ezt a hatalmas felületet azonban nem kezelhetjük biofilmként, hiszen ez egy folyamatosan széttöredező, megújuló szerkezet, amelyiknek legtöbbször a teljes mélységét átjárja mind a tápanyag, mind az oxigén (részben konvekció, részben diffúzió révén). Egy ilyen rendszerrel összevetve az egyértelműen biofilmesnek tekinthető rendszereket megállapítható, hogy a biofilmnek még a mennyisége is nagyon nehezen pontosítható a hordozó felületén.

Más a helyzet az eleveniszapos RBC-k és az elárasztott hibrid eleveniszapos biofilmes megoldások esetében. Történtek mérések, melyek szerint egy vegyes biofilmes-eleveniszapos hibrid rendszerben a biofilmben levő iszaphányad a teljes iszapmennyiségnek a harmada, vagy akár a fele is lehet. Ezt a biofilm tömeget visszaszámolva a hordozó felületére, közelítőleg kiszámolható az ott kialakuló biofilm felületegységre eső tömege is. A biofilm átlagos vastagságát ellenőrizve megbecsülhető a biofilmben levő iszapkoncentráció is. Ezek az értékek azonban rendkívül változók a feldolgozott tápanyag minőségének függvényében is. Nem is annyira a biofilmes rendszerek iszaptömege az iszappunka meghatározója, hanem a biofilm aktív felülete, amely közelítőleg azonosnak vehető a biofilm hordozójával. Megfigyelték, hogy a legnagyobb sebességű biológiai átalakítások a biofilm felületén, vagy viszonylag vékony felső rétegében folynak, így a biofilm munkája mindig arányos annak, illetőleg a biofilm hordozónak a fajlagos felületével.

A biofilmek eltérő tápanyag ellátottságú rétegeiben az eleveniszapos rendszereknél bemutatott számítás szerint eltérő mikroorganizmus összetételű rétegek alakulnak ki. Ezekben mintegy különböző mikroorganizmus-csoportok fejlődnek, szelektálódnak (van den Akker et al., 2011). Vastagságuk ismerete hiányában azonban azok munkája, teljesítménye is nehezen becsülhető. A folyamatosan leszakadó iszaptömeg jellemző érték lehetne a biofilm munkájára, de annak a mérése is nehéz, hisz a biofilmből leszakadó iszaprézecskek, a szabad folyadék térben, mint lebegve szaporodó, növekvő iszap (eleveniszap) fogják munkájukat folytatni kellő szeparációjuk hiányában. A biofilm felületén gyorsan szaporodó heterotróf mikroorganizmusok lebegő állapotba kerülve még nagyobb sebességű szaporodásra képesek a jó oxigén ellátottságú folyadék térben (pelyhekben). Igen nagy sebességgel állnak rá a szerves anyag ilyen formában történő feldolgozására, hasznosítására. Ennek megfelelően nagyon nehezen pontosítható az is, hogy egy adott biofilmes rendszerben a biofilm, ill. az abból leszakadt iszaprézsek milyen részarányban vesznek részt a szerves anyag eltávolításában.

Talán éppen ennek eredményeként ezt különösebben nem is vizsgálták a biofilmes szennyvíztisztítóknál, hiszen az utóbbi időben egyértelművé vált, hogy a biofilmek alkalmazásának az alapvető célja a nitrifikáló kapacitás megnövelése a biofilmben, s ezzel esetleg a biofilmes eleveniszapos kombinált rendszerben is. Ma egyértelműnek tekinthető,

hogy a fajlagos nitrifikáló kapacitás, vagy nitrogén eltávolítás a biofilmeknél inkább a felület (biofilm hordozó), mint az azon kialakuló iszaptömeg függvénye. Más kérdés, hogy a fajlagos felület végső soron arányos az azon kialakuló iszaptömeggel is. Megállapították, hogy jól működő biofilmek esetében a 1-2 g/m²d fajlagos nitrifikáló kapacitás is elérhető. Ez persze rögtön átszámolható térfogati teljesítményre is. 200 m² biofilm kialakításával egy köbméter tisztító térfogatban így óriási nitrifikációs teljesítmény érhető el. Az eleveniszapos rendszerek 100 g/m³-es teljesítményével szemben a nitrifikáló biofilm 200 m² felület biztosítása esetén 200-400 g/m³ nitrogén oxidációra lehet képes. Ez akár meg is háromszorozhatja az eleveniszapos rendszerek fajlagos térfogati nitrifikáló teljesítményét.

Fontos kérdés azonban a biofilmek alkalmazását illetően, hogy ilyen nagy felületet hogyan lehet ténylegesen biztosítani és ellátni oxigénnel a tisztán biofilmes, vagy a kombinált rendszerekben, hogy a nitrifikációt ilyen mértékben megnövelhessék azzal. A biofilm oxigén ellátottságának mindenképpen megfelelőnek kell lenni, tehát abban zárt terek kialakulása zavaró tényező lehet. A korábbi biofilmes tisztításnál ilyen nagy fajlagos biofilm felületeket nehéz volt biztosítani úgy, hogy abban a folyadék áramlása, valamint a levegő áramlásához szükséges szabad térfogat (szabad térfogat hányad) is biztosítható legyen.

Napjainkban a rendkívül finoman strukturált biofilm hordozók már lehetőséget adnak erre. A nagyon sikeresnek bizonyult norvég termékek esetében a fajlagos felület mintegy 500-1000 m² között van. Ez azt jelenti, hogy az ilyen hordozóból mintegy 20-50 %-os töltöttség kell ahhoz, hogy a szükséges biofilm hordozó felület, illetőleg biofilm felület rendelkezésre álljon. Napjainkban azonban már ennél is jobb, vagy nagyobb felülettel rendelkező biofilm hordozókat is gyártanak, mint a japán polivinil-alkohol gélek, mind a Muttag cég által használt biochip, amit polietilénből állítanak elő. Az előbbinek 1500-2500, az utóbbinak 3000 m²/m³ körül van a fajlagos felülete. Ez azt jelenti, hogy ebből a töltetből 12-15 %-os töltethányad már bőségesen elegendő ahhoz, hogy óriási nitrifikációs kapacitásnövekedést lehessen elérni egy eleveniszapos hibrid, biofilmes rendszerben.

A biofilm fejlesztés alapvető problémája azonban az, hogy nem csak óriási felületet kell biztosítani a biofilmnek, de egyidejűleg azt is biztosítani kell, hogy a biofilm oxigénnel megfelelően át legyen járva. Ezzel annak a teljes felületi rétegében folyhasson az ammónium oxidáció. Emellett az is igény, hogy a biofilm felületén is szaporodó heterotróf biomassza megfelelő sebességgel lemosódjon a felületről, hogy ne zavarja az alatta lévő réteg nitrifikációját. Ezt ma látszólag leginkább a Muttag cég által alkalmazott biochip nevű termék látszik biztosítani. Ez mintegy 1 mm vastagságú, belül hihetetlenül finoman strukturált részecskékből álló, kör alakú lapocska. Ez a biochip a fejlesztés eredményeként ma már nem lapos korong, hanem egy kicsit meghajlított alakú, hogy az egyes lapocskák összetapadását minimalizálja. A biochip esetében a kis relatív töltéshányad, vagy töltettérfogat arány, és a rendszerben jelenlévő mozgást biztosító levegő buborékok részben jó tápanyag konvekciót, jó energiafelhasználási fajlagost, s ezekkel jó nitrifikációs teljesítményt biztosíthatnak.

4.3. A biofilmes és biofilmes-eleveniszapos kombinált technológiáik fejlődése

Bár az eleveniszapos és a biofilmes szennyvíztisztító rendszerekben a szerves anyag lebontási folyamatok, valamint a többlet ammónium eltávolítása is a mikroorganizmusok révén alapvetően ugyanazon biokémiai átalakításokkal történik, mégis óriási különbség van a két rendszer működése között (Gujer, 2010).

Az eleveniszapban az iszap aggregátumok, vagy részecskék (pelyhek) mérete ritkán haladja meg a 100 mikront (30-130 mikron közötti a mindenkori turbulencia függvényében). Azok teljes belső tere folyamatosan megújul, cserélődik az azokat összetartó erő gyengesége miatt. Ez a pelyhekben is jelentős tápanyag (szerves anyag, oxigén, ammónium, stb.) konvekciót biztosít (Di Trapani et al., 2010; Mahedran et al., 2012).

A tápanyagok a pelyhek belsejében, a kis mikroorganizmus csoportok felületéről, csak igen vékony lamináris folyadékfilmen keresztül kell, hogy a mikroorganizmusok felületéhez jussanak. A szerves tápanyagok nagyobb molekulái emellett folyamatosan megtapadhatnak, adszorbeálódhatnak a mikroorganizmus tömeg fenti méreteknél is jóval kisebb egységeinek, s a mikroorganizmusoknak a felszínén. Hidrolízisük, aprózódásuk ott következik be. Oldott részük igen gyorsan bejuthat a sejtet körülvevő poliszacharid fedőrétegen keresztül diffúzióval a sejtmembránig. Az utóbbi különösen érvényes az oxigénre és ammóniumra.

Az oxigénről tudjuk, hogy az ilyen pelyhekbe mintegy 50-100 mikron mélységig tud diffúzióval bejutni. Eközben az iszap hely mikroorganizmusai felveszik, hasznosítják a sejteken belül az oda ugyancsak bejutott szerves tápanyag, vagy ammónium oxidációjára. A szerves anyagot a heterotróf, az ammóniumot az autotróf mikroorganizmusok oxidálják, bár számos heterotróf faj képes ammónium oxidációra is (heterotróf nitrifikáció). Ezen tápanyagok relatív mennyisége, s ennek megfelelően a mikroorganizmus tömeg tápanyag-ellátottsága szerint az oxigén behatolása kisebb-nagyobb pehelymélységig lehetséges.

A biofilmben rögzülő mikroorganizmus tömegben, melyek vastagsága a néhányszor 100 mikrométertől az 1-2 milliméterig is terjedhet, a biofilm mélységében a lassú diffúzió miatt tápanyag-koncentráció gradiens alakul ki. A szerves anyag a felsőbb rétegben megkötődik, majd az ott hidrolizál. Kisebb molekulaméretű származékai döntően diffúzióval juthatnak a mélyebb biofilm rétegekbe. Az oxigén, az ammónium, és az utóbbiból keletkező nitrát esetében is megfelelő koncentráció gradiens alakul ki a biofilmben. A nitrát tud a legmélyebbre hatolni abban. A fentiek eredményeként a biofilmben így a mélység függvényében eltérő környezeti feltételek alakulnak ki. A legbelső rétegei teljesen oxigén, vagy nitrátmentesek, tehát anaerobok is lehetnek. Ennek megfelelően a biofilm különböző rétegeiben nagyon eltérő folyamatok lejátszódásának kedvezőek a környezeti feltételek. Ennek lehet előnye, lehet hátránya is az eleveniszap sokkal kisebb iszappelyheiben lejátszódó folyamatokkal szemben. Néhány általánosan elfogadott, kedvező tényező a biofilmek tekintetében:

- a csökkent üzemeltetési, illetőleg energiaigény,
- a kisebb reaktortérfogat,
- a csökkenő ülepítő szükséglet, valamint
- az üzemeltetés egyszerűbb jellege.

Ugyanakkor elmondható, hogy az eleveniszapos rendszerek előnyökkel is rendelkezhetnek, hiszen esetükben nincsen olyan eldugulás veszély, mint ami a csepegtető testek, vagy biofilmek esetében felléphet a szennyvíz elégtelen előzetes lebegőanyag-mentesítése miatt. A biofilmeknél előfordul az is, hogy a szabadon úszó biofilm részek tömítik el a biológiai szűrőnek, vagy más kialakítású biofilmes rendszernek a felszínét, illetőleg előfordul az is, hogy éppen az ilyen eltömődések eredményeként csatornásodás lép fel a biofilmes rendszerben, ami elégtelen tisztított víz minőséget eredményez.

A biológiai szennyvíztisztítás fejlődése során először talán a biofilmes rendszerek kialakításának lehetősége merült fel, éppen a talajok szennyezőanyag szűrő, lebontó képességének a felismeréséből (Alleman és Peters, 1982). Hamarosan azt is felismerték, hogy a szűrés során a jó levegőellátás vagy ellátottság meghatározó teljesítmény, vagy tisztítási hatásfoknövelő tényező. A tisztítóteljesítmény növelésére vonatkozó első kísérletek a

levegőztetés fokozásával ugyanakkor sikertelennek bizonyultak, éppen annak ismerete hiányában, hogy a levegő mellett a biomasza mennyisége is meghatározó a biofilm teljesítményét illetően. A rögzített filmes rendszereknél a teljesítmény növelésére növelni kell a hordozó, vagy vele együtt a biofilm felületét, illetőleg a tömegét is. A biofilm hordozók fejlesztésében a durvább kavicszűrőkön túl a parafa, és egyéb könnyű, de nagy felületű anyagok vizsgálatával is már a múlt század kezdetétől foglalkoztak (Allemans és Peters, 1982).

A biológiai szűrőknél (tulajdonképpen biofilmes szűrők az adott fejlődési stádiumában), hamarosan felismerték, hogy a szennyvízből célszerű a durvább lebegő anyagok előzetes eltávolítása. Ezek a biofilmben kiszűrődve dugulásokat okozhattak. Felismerték, hogy a tisztítási teljesítmény egyértelműen arányos a biofilm felületével. Ennek megfelelően az adott térfogatban tisztítható szennyvíz mennyisége és a tisztító térfogata valamiképpen arányban állt egymással. Ettől kezdve az Egyesült Államokban és a világ más részein is, ahol az időjárási viszonyok a biológiai filmek folyamatos üzemeltetését lehetővé tették, az ilyen szűrős, csepegtetőtestes megoldások széles körben elterjedtek (Stanbridge, 1972).

Az 1950-es évekkel indult rohamos fejlődésnek a műanyaggyártás, amely lehetővé tette, hogy a biofilm hordozót valamilyen vékony műanyagréteggé alakítsák ki. Néhány évtizeddel később a műanyaglemezeket nagyobb felületet biztosító műanyag fonaltömegekkel helyettesítették. Ezzel lehetővé vált nagy fajlagos felületek biztosítása adott térfogatban, miközben a szabad térfogat is messze nagyobb hányad lehetett, mint a korábbi, kavicsöltetű biofilmes rendszereknél. Ez megnövelte a tisztítón átvezethető víz mennyiségét, illetőleg javította annak és a biofilmnek a levegőellátását. Az ilyen biofilmes rendszerek vízzel elárasztva és alulról levegőztetve azután egy újabb fejlődési lépcsőt jelentettek. A szűrő jellegű biofilmes tisztító rendszerek ezzel azonban hamarosan új típusú is fejlődtek, amelyekben a biofilmet valamilyen sztatikus, vagy mozgó biofilm hordozón alakították ki, javítva azzal a tápanyag ellátás lehetőségét. Ez mind a szerves tápanyag ellátásra, mind az oxigén ellátásra egyaránt értendő.

A biofilmes rendszerek ezután a korábbi, függesztett, levegőben működő, és felülről nedvesített rendszerekhez képest hamarosan vízbe merített hordozón kialakuló biofilmmel kezdtek működni. A fentieknek megfelelően kialakított szennyvíztisztító rendszereket, a korai kontakt-ágyakat követően kifejlődtek a műanyag betétes csepegtetőtestek, majd a részben vízbe merített tárcsán kialakított, biofilmmel működő rendszerek (RBC). Ezt követte a teljesen víz alá merített ilyen rendszerek kialakítása, majd végül az eleveniszappal kombinált változataik megépítése. Kezdetben a két megoldás elkülönített lépcsőben működött, később azokat is egyesítve a biofilm és eleveniszap együttes alkalmazására is sor került (eleveniszap és abban mozgó biofilmes hordozós rendszerek).

4.3.1. *Kontakt biológiai ágyak*

A talajszűréssel végzett korai kísérletek után, az 1890-es évektől kezdődött el az ilyen tisztító rendszerek fejlesztése. Ekkor ismerték fel, hogy a levegőztetés megoldható úgy is, ha elárasztják a töltetet, majd leengedik egy idő után arról a folyadékot, levegővel töltve ki a víz helyét a szűrő szabad térfogatát, így biztosítva a biofilm oxigénellátását. Az úgynevezett iszap-, vagy biofilm-kontakt időszükséglete a szűrőágy vagy kontaktágy feltöltési ideje, amely alatt végül is a szennyező anyagok adszorpciója, vagy biofilmhez történő kötődése bekövetkezik. Ez az idő általában 1 órát igényelt, melyet követően 4-6 órás „levegőztetés” kellett a biológiai folyamatok lejátszódásához. A tisztítóhatás javítására már ennél a megoldásnál is célszerű volt a szennyvíz előzetes lebegőanyag-mentesítése, gravitációs ülepítése, vagy koaguláló segédanyagokkal történő ülepítése, lebegőanyag-mentesítése. Ilyen

esetekben 75 %-os szerves anyag eltávolítást lehetett biztosítani a kontaktágyakkal, $1,2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{nap}$ felületi terhelés mellett (Dolbin, 1902).

Hamarosan felismerték azt is, hogy több ilyen egységet sorba kapcsolva a tisztítás határfoka lényegesen javítható. A vizsgálatok alapján azonban már az elmúlt évszázad első évtizedének végére bebizonyosodott, hogy a csepegtetőtestek mintegy kétszeres térfogati teljesítménnyel működhetnek, mint a kontakt-biológiai tisztító ágyak. Ennek megfelelően a csepegtető testek fejlesztése rohamosan előretört, s el is terjedtek azok az elmúlt évszázad következő évtizedeiben (RCSW, 1908).

4.3.2. Csepegtetőtestek

A csepegtetőtestek fejlesztésének alapvető kérdése volt a folyadék elosztása a reaktor vagy csepegtetőtest felületén. Hamarosan jó eredményeket értek el abban, kialakítva a kör keresztmetszetű csepegtetőtesteknél a felszín folyamatos locsolását már 1904-től kezdődően (Stanbridge, 1972). A folyadék elosztó karokból kiáramló vízszugárral forgatták az elosztórendszert. A négyszög keresztmetszetű, kialakítású csepegtetőtesteknél a motorral meghajtott folyadék elosztó rendszer biztosította az ugyanilyen ciklikus, s mégis egyenletes nedvesítést.

A csepegtető testek fejlesztésében újabb ugrás az 1900-as évek közepén következett be a műanyaggyártás előretörésével (Bryan, 1955; Bryan 1982; Peters és Alleman, 1982). A műanyagokból olyan nagy felületű lemezeket, lemezszerkezeteket tudtak előállítani, melyek megfelelően önhordók is voltak. Ezek ugyanúgy felülről locsolhatók voltak, így azokon viszonylag vastag biofilm, biológiai teljesítmény alakulhatott ki anélkül, hogy ezek a töltött térfogatok összeomlottak volna. Természetesen az utóbbi esetre is volt példa, éppen Magyarországon is. A kiskunfélegyházi lakossági tisztítóban a műanyag töltetű csepegtetőtest lemezeire az oda érkező meleg gyapjúmosó vízből kiváló lanolin olyan súlyterhelést eredményezett, ami a töltet összeomlását eredményezte. A lebegőanyag eltávolítása a csepegtetőtestes tisztítók előtt ezért is mindenképpen ajánlatos. Különösen a műanyagfelületre kitapadó hidrofób anyagoké.

A csepegtetőtestek hátrányára kell megemlíteni, hogy a folyadék ciklikus feladása a csepegtetőtest felszínére, jelentős energiaigényt jelent a tisztításban. Éppen ezért hamarosan kialakultak azok a biofilmes tisztító rendszerek, melyeknél a folyadékot nem kell mozgatni, hanem a biofilm mozog abban.

4.3.3. Forgótárcsás kontaktorok

A forgótárcsás kontaktorok gyakorlatilag a csepegtető testek mintegy oldalági kinövésének, fejlesztési irányának tekinthetők (Steels, 1974). Ezt elsősorban az energiaigény csökkentésére fejlesztették ki. Mint a csepegtetőtestek, gyakorlatilag az elmúlt évszázad első évtizedeiben kezdtek kialakulni, fejlődni. A legkülönbözőbb henger alakú, tengelyre szerelhető tárcsaszzerű hordozó felületek kialakítása adta a típusnevét is (forgó tárcsás biológiai kontaktorok - RBC). A tárcsákat kezdetben rétegesen, speciális felületűre kialakítva, faanyagból készítették. A fejlesztés során azután egyéb anyagok, műanyagok is színre léptek. Általában a tárcsa mintegy 50 %-át merítették a folyadékfázisba, míg 50 % a levegőben volt. Folyamatos forgását egy kis teljesítményű villanymotorral biztosíthatták a hordozótengely végénél. Ezzel lehetett az oxigénbevitel energia igényét jelentősen csökkenteni (Alleman and Peters, 1982).

Mint a csepegtetőtesteknél, a műanyagipar fejlődésével a műanyagtárcsák váltak általánossá az RBC-k esetében is. A könnyebb súly lehetővé tette a hosszabb tengelyeken történő rögzítést, és ezzel a levegőztető egység hosszának jelentős növelését. Az RBC-k fejlesztése eredményeként az 1960-70-es években több mint 700 ilyen üzem működött Európában és az

Egyesült Államokban. Egyidejűleg persze számos üzemeltetési problémájuk is felmerült. A gyakorlatban általában a tervezettnél kisebb lett a tisztításuk mértéke, hatásfoka, sőt igen sokszor túlzott iszap, vagy biofilm akkumuláció is jelentkezett a tárcsák felületén, ami azután a tengelyek töréséhez is vezetett. Hamarosan sok műszaki problémát megoldottak, azonban az egyéb tisztítók párhuzamos fejlődése miatt a forgótárcsás kontaktorok a későbbiekben visszaszorultak a szennyvíztisztítás területén.

Az 1980-as években egy új típusú RBC, az ún. SBC (vízbe merített biológiai kontaktor) jelent meg a piacon. Ezeknél a tárcsáknak mintegy 70-90 %-a volt a víz alatt, és a tárcsák mozgását kialakításuk révén alsó levegőztetéssel, tehát a levegővel történő mozgatással oldották meg. Ez a tengelyek terhelését lényegesen csökkentette, javította a biofilm vastagságának a szabályozhatóságát a biológiai tárcsán, és egyidejűleg lehetővé tette a már üzemelő eleveniszapos medencék ilyen irányú fejlesztését, vegyes rendszerré alakítását. Az ilyen, mélyen merített forgótárcsás kontaktorok azután anoxikus térkialakítással is elterjedtek, azonban ekkor ez már nem tudta nagyobb részarányban elterjeszteni az ilyen telepeket a gyakorlatban, hiszen közben egyéb eleveniszapos biofilmes kombinációk messze hatékonyabbnak bizonyultak náluk.

4.3.4. Kombinált csepegtetőtestes - eleveniszapos rendszerek

A kombinált biofilmes eleveniszapos rendszerek fejlesztése valószínűleg már az 50-es évek előtt megindult a múlt században, de jelentkezésük a gyakorlatban mégis valamivel későbbre tehető csak. Bebizonyosodott, hogy a műanyag töltetes csepegtető testek nagyon jól alkalmazhatók nagy koncentrációjú szennyvizek tisztítására, elsősorban előtisztítására. Ez egyaránt jónak bizonyult a tömény lakossági és ipari szennyvizek esetére is (Odegaard, 2006). Ennek eredményeként ezek az ún. előszűrők új alkalmazási lehetőséget találtak az eleveniszapos utőtisztítást megelőzően. Az előszűrő mintegy stabilizálta az eleveniszapos rendszer működését, ugyanakkor az eleveniszapos rendszer gyakorlatilag csökkentette a csepegtetőtest olyan hátrányát, mint az arról lemosódó iszap nehéz ülepezhetősége, jelentősebb, mintegy 30-50 mg BOI₅ körüli BOI maradéka. Ez a BOI egyébként részben a lebegő maradékból is eredt, melyet gravitációs ülepítéssel nem lehetett eltávolítani a csepegtetőtest elfolyó vizéből. Megfigyelték azt is, hogy az ilyen előszűrés nagyon kedvező hatással van a toxikus lökészerű terhelések hatásának csökkentésére, különösen az ipari szennyvíztisztításnál. Az is előnyére vált a kombinációnak, hogy az eleveniszapos rendszerben jelentkező iszapduzzadási hajlam ellenébe hatott a kombinált megoldás (Gehm és Gellman, 1965).

Az említett megoldás különösen kedvező volt az élelmiszeripari, söripari és más könnyen bontható szénhidrát tartalmú szennyvizek előtisztításánál, mert elsősorban ezeknél jelentkezett az eleveniszapos tisztítás során iszapduzzadás, vagy fonalásodás. A kombináció így javította mindkét tisztító rendszer, vagy tisztítási elv hatékonyságát.

A 70-es évek elején egy érdekes csepegtetőtest - eleveniszap kombináció terjedt el a gyakorlatban. Ezt eleveniszap - biofilter eljárásnak is nevezik (ABF) első alkalmazója megnevezése után (Egan és Sandlin, 1960). A gyakorlatban az előülepezített szennyvizet, miután rávezették a csepegtetőtestre, pontosabban a műanyagöltetes nagyterhelésű csepegtetőtestekre, a tisztítás hatékonyságát az utóülepezítőből történő iszap visszaforgatással intenzifikálták (Bryan, 1962). Ennek a megoldásnak egy későbbi változata, amikor az utóülepezítés előtt még egy külön eleveniszapos medencét is alkalmaztak, javítva az iszaplevegő bioflokulációját, finom lebegő szennyezőanyag szűrő hatását.

A 70-es években alakult így ki az a tisztítási megoldás, amit csepegtetőtest/iszapkontakt (TF/SG) megoldásnak neveztek az Egyesült Államokban (Norris et al, 1982). Ez gyakorlatilag a szennyező anyag döntő részét a biofilmen történő szűréssel, átalakítással (TF) távolítja el,

majd azt követően egy viszonylag rövid idejű eleveniszapos tisztítás (Suspended Growth – SG), vagy (Solid Contact - SC) iszapkontakt következik be az utóülepítőt megelőzően. Ennek a megoldásnak a legfőbb előnye, hogy az eleveniszap a mérsékelt szerves anyag terhelése mellett a finom lebegő és oldott maradék szennyezést bioflokkulálta, s így segítette azok eltávolítását a vizes fázisból.

4.3.5. Biológiai szűrők

A biológiai szűrők kialakítása gyakorlatilag a biofilmben történő szennyező anyag eltávolítását, illetőleg a keletkező biomasszának az egyidejűleg történő kiszűrését, kimosását valósítja meg. Nyilvánvaló, ilyen megoldás csakis megfelelő méretű szűrőkkel, szűrőközegekkel lehetséges. A szűrő méretén a szűrő anyag, vagy szilárd hordozó térfogatát kell érteni. Ez az eltömődéstől végül csakis ciklikus visszamosással regenerálható. Ugyanakkor ez a megoldás jobban lehetővé teszi oxikus, anoxikus és aerob folyamatok megvalósítását is egyetlen kezelőtérben.

A század 80-as éveiben Európában nagyon sok ilyen berendezés épült. A változatos konfiguráció kialakítás, és a hordozó anyag nagy változatossága biztosította ennek a megoldásnak az előnyét. Ezek közül néhány:

- viszonylag kis térfogatigény (ezek rendszerint nagyterhelésű rendszerek),
- tiszta, pontosabban híg vizek kezelése a szennyezőanyagoktól,
- nincs igény a szűrés után további tisztított víz ülepítésére,
- viszonylag könnyű biztosítani, hogy szagmentesek legyenek.

A levegőztetett biofilmes szennyvíztisztítási technológiákat aszerint is osztályozhatjuk, hogy azokban a folyadékfázis felfele, vagy lefele áramlik. Ezen belül részben elkülöníthetők a töltött expandált, vagy fluidizált ágyak, melyeken belül ugyancsak lehetnek anoxikus és anaerob változatok.

4.3.6. Hibrid eljárások

Mint látható, a rögzített filmes tisztítás eleveniszapos rendszerben, pontosabban levegőztetett rendszerben egy régi elgondolás. Az utóbbi évtizedekben ezt a kialakítást, mint integrált rögzített filmes, eleveniszapos rendszert fejlesztettek tovább, és a nevét az Integrated Biofilm Activated Sludge (IFAS) betűszóval ismeri a gyakorlat. Napjainkban ennek a rendszernek a fejlesztése abban az irányban halad, hogy a biofilmen rögzített biomasszával megnövelve az eleveniszapos rendszer teljesítményét, kapacitását, a régebbi rendszerek intenzifikálhatók, tisztító hatásukban optimalizálhatók legyenek.

Már az 1940-es évek előtt megpróbálták eleveniszapos rendszerekben különböző anyagból készített lemezeket elhelyezni, melyekkel éppen a biofilm mennyiségét próbálták egyre nagyobb részarányúvá tenni a medencében. Ilyenek voltak: különböző vastagságú azbeszt lemezek, faszervezetek, vagy más anyagból készített lemezek. Ezeket a levegőztetett medencében, vagy eleveniszapos medencében célszerűen függőleges helyzetben rögzítették. Természetesen ennek a változatnak az őse még kavicsöltettel, nagyobb méretű kavicsokkal is megvalósításra került, és ezeket a technológiákat elárasztott kontakt levegőztető folyamatokként ismerte meg a közvélemény. Mintegy 60 üzem épült már a múlt század 30-40-es éveiben ezzel a megoldással.

Hamarosan nyilvánvalóvá vált, hogy célszerű az ilyen tisztítókat is többlépcsős változatban kiépíteni a tisztítási hatásfok, vagy elérhető vízminőség javítására. A két lépcső között is volt egy utóülepítő, vagy közbülső ülepítő, amely a második lépcső lebegőanyag terhelésének

csökkentésére szolgált. Az eleveniszapot, pontosabban a biofilmből levált, és lebegő formában is szaporodó iszapot ezeknél a megoldásoknál nem forgatták vissza a medencékbe. A kezdeti időszakban azbeszt lemezekből készítették a hordozókat, és azok mintegy 10 cm-rel a folyadék felszín alatt voltak rögzítve, pontosabban függesztve a medencékben. Az azbeszt lemezeket mintegy 4 cm távolságban helyezték el egymástól, lehetővé téve ezzel a levegő szabad áramlását függőleges irányban, illetőleg speciális folyadékmozgást kialakítva a lemezekkel töltött térben.

Az oxigénellátást, vagy levegőztetést (levegőbevitel a medence fenekén), ebben az időben még levegőztető csövekkel oldották meg. Az ilyen, lépcsőben tisztító szennyvíztisztítók jellemző terhelhetőségét illetően az átlagos hidraulikus tartózkodási idejük (HRT) az egyes lépcsőben 1,7, illetőleg 3 óra körül tűnt optimálisnak. A múlt század 40-es éveinek közepére már megfelelő tapasztalat állt rendelkezésre az Egyesült Államokban, az ilyen kontakt levegőztetős rendszerek tervezésére, hasonlóan az eleveniszapos és csepegtetőteszt tisztítók tervezéséhez. A kontakt levegőztetős megoldás ugyanakkor hamarosan háttérbe szorult a biofilmes és eleveniszapos változatok mellett, a levegőztetés jelentősebb költsége miatt. Egyébként a tisztított szennyvíz minősége is gyengébb volt ennél a megoldásnál, mint az eleveniszapos tisztításnál.

Már az elmúlt század második évtizedében megpróbálkoztak azzal, hogy kisebb részecskéket próbáljanak visszatartani a levegőztető medencében, tehát mintegy eleveniszapos biofilmes rendszert valósítsanak meg. A töltőanyagok akkor valamilyen aprított fa, parafa részecskék, vagy egyéb rendelkezésre álló töltőanyag voltak. Elsősorban tömény szennyvizek tisztításánál találták ezeket jól hasznosíthatónak. Ezek a megoldások nagyon hasonlóan működtek, mint az elárasztott rögzített filmes bioreaktorok. A levegőztetés intenzitása, valamint a folyadékfázisba kerülő leszakadó biofilm mennyisége függvényében jelentős eleveniszapos tisztítást is meg tudtak valósítani az adott rendszerben.

Valójában napjainkban is a múlt század első felében megkezdett fejlesztési irány folytatódik, hiszen a biofilm kialakításának az alapvető célja az, hogy növelje az egységnyi térfogatban levő biológiai iszap mennyiségét, amely abban azután meghatározza a tisztítókapacitást. A biomassza rögzített filmen történő visszatartásával egy eleveniszapos reaktorban gyakorlatilag megnövelhető a biomassza koncentrációja, tehát tisztító kapacitása. Ugyanakkor a biofilm nagyobb átlagos tartózkodási idejével és rögzítettségével, alig terheli az utóülepítőt (lebegőanyag terhelés).

A 60-as évek során a japán iparban a polimer gyártás fejlesztésével elérkezett az idő, hogy az eleveniszapos rendszerekben a polimer hordozók valamilyen fokozott alkalmazását kezdeményezzék. Az első időszakban a polimer filmek vázszerkezeten történő rögzítésére került sor (Kato és Sekikawa, 1967). Ezek levegőztetése hasonlóan történt a korábbi azbeszt lemezes rendszerekhez. Ezeket hamarosan tovább fejlesztették, jelentősen növelve a biofilm hordozó fajlagos felületét, de még mindig bizonyos értelemben rögzített formában. Az első ilyen alámerített, vagy elárasztott biofilmes rendszerek még iszap visszaforgatás nélkül működtek, később azonban az iszap visszaforgatása a hibrid medencében nagyon hamar megvalósult. A polimer hordozóknak, vagy biofilm felületeknek a kialakításában a következő újítása a fonalból, hálóból történő készítés volt (Iwai et al., 1990). Függőnyszerű rendszereket helyeztek tartóvázon az eleveniszapos medencékbe. Az ilyen biofilm hordozók beépítése a már korábban épített eleveniszapos szennyvíztisztítóknak (rekonstrukció) nagyon egyszerűnek bizonyult. Ezzel a térfogati kapacitást elsősorban a szerves anyag eltávolítás tekintetében tudták nagymértékben javítani.

Ezt a megoldást a japánoktól először a német gyakorlat vette át, de csakhamar sor került ott saját hordozó fejlesztésre is. Ez a biomassza mennyiségének növelését, illetőleg a biofilm hordozó rögzítésének javítását jelentette. Ezek a kísérletek nagyjából az 1990-es évek elejére datálhatók. Hamarosan az is kiderült, hogy a biofilm formában rögzített iszapmennyiség

növelésével nem csak tisztítók szerves anyag eltávolító teljesítménye, de a rendszer nitrifikáló kapacitása is javítható (Randall és Sen, 1996).

A rögzített biofilmek kialakítását követően hamarosan elérkezett az idő a műanyagoknak mozgó hordozó formájában történő alkalmazására is. Az első próbálkozások ilyen tekintetben a különböző poliuretán habszivacsból kialakított hordozók bevitele volt az eleveniszapos medencékbe még az 1970-es évek közepén (Guo et al., 2010).

Gyakorlatilag két ilyen, poliuretán biofilm hordozós technológia fejlődött ki azután (Atkinson et al., 1979; Hegemann, 1984). Sok különbséget nem lehet megállapítani közöttük, mindegyik valamiképpen a hordozót helyezte az eleveniszapos medencébe, biztosítva annak a mozgását, visszatartását abban. A különbség közöttük elsősorban az volt, hogy amíg az egyik a hordozó poliuretán minőségét nem változtatta meg, a másik egy aktív szén jellegű segédanyagot vitt fel a hordozó felületére, és azzal próbálta javítani mind a hordozó fajlagos felületét, mind annak a szerves anyag adszorpciójával, magának a biofilmnek, illetőleg a benne kialakuló mikroorganizmusoknak az adaptációját, elsősorban ipari szennyvizek tisztításánál.

A mozgó műanyagöltetes rendszerek következő változatát a kilencvenes évek elején fejlesztették ki Norvégiában (Odegaard et al., 1994; 2006). Ezeket mozgó ágyas biológiai reaktoroknak nevezik (Moving Bed Biological Reactors – MBBR). Gyakorlatilag egy extrudált formatestet (csövet) alakítottak ki, melyet különböző hosszúságú darabokra vágtak. Ezeknek mind a külső, mind a belső felületén lehetőség lett a biofilm rögzülésére, illetőleg annak a jó levegőellátására, ha folyamatosan mozognak a hordozók a levegőztetett folyadékfázisban. Egyaránt lényeges az extrudált műanyag csövek, vagy formadarabok hossza és átmérője is. Nagyon fontos ezen túl a belső strukturáltságuk a belül kialakuló biofilm oxigénellátása és az abban kialakuló biológiai folyamatok, elsősorban a nitrifikáció és az iszaphidrolízis tekintetében. Gyártásuk ma különböző átmérőben és hosszban történik. Előbb a norvég gyártók jelentkeztek ilyen termékkel, majd a világon hamarosan nagyon sokféle gyártani kezdtek az ilyen típusú biofilm hordozókat.

A biofilm hordozóknak azután olyan speciális változatai is megjelentek, mint a japánok által gyártott granulált polivinil-alkohol. Ezek golyó alakú polimer-gélek, belsejük igen nagy felületet biztosít a biofilm kialakulására, akár a poliuretán szivacsoké is. A 3-4 mm átmérőjű golyócskák levegőztetett medencében történő visszatartása is egyszerűen megoldható, bár ahhoz viszonylag finomabb szűrők kialakítására lett szükség.

A mozgó töltetek alkalmazásra kerültek mind a tisztán rögzített filmes, mind az eleveniszappal vegyes rendszerekben is (mozgóágyas töltettel rendelkező eleveniszapos rendszerek – hibrid megoldások). Az utóbbi abban különbözik az elsőtől, hogy a csak biofilmes MBBR rendszerben nincs iszaprecirkuláció. Ma már azonban az iszaprecirkulációs, úgynevezett hibrid rendszerek is széles körben üzemelnek, jelentősen megnövelve ezzel a tisztító térfogati kapacitását mind szerves anyag eltávolítása, mind nitrifikáció tekintetében.

A biofilm hordozók területén egy nagyon érdekes újítást jelentett az úgynevezett biochip hordozó megjelenése. Ez egy lapos, 1 mm vastag polietilénből készített, belül rendkívül finom szál, mondhatni gél-struktúrával rendelkező lapocska, amely nagyon nagy fajlagos felülettel rendelkezik. A mérések alapján az a $3000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ értéket is elérheti, szemben a klasszikus norvég Kaldnes töltet mintegy 500, legjobb esetben $1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ fajlagos felületével. A biochip előnye a japán polivinil-alkohol golyóval, ill. Európában több helyen is gyártott extrudált polietilén testekkel szemben az, hogy rendkívül vékony, oxigénnel jól átjárható rétegben alakít ki biofilmet, rétegelt biomasszát. A teljes filmfelületre könnyen eljut a tápanyag és oxigén a nagy folyadék konvekció eredményeként. Ezzel különösen nagy nitrifikációs kapacitást biztosít a biofilmnek, s azzal a hibrid tisztítónak. További előnye ennek a hordozó kialakításnak, hogy a kezdetben síklapocskát meggömbítették, ezáltal a lapok nem tapadnak össze, jól keverednek az eleveniszapos rendszerben. A lapocskák nem

akadályozzák a jó levegő és folyadékmozgást, oxigénellátást. A mozgó hordozós biofilmek anoxikus vagy anaerob terekben is alkalmazhatók.

A biochip hordozó fejlesztése, alkalmazása az ezredforduló után indult meg, és mintegy 5 éve robbanásszerűen terjedt el a gyakorlatban, kitűnő nitrifikációs teljesítménye révén. A jövőben valamilyen hasonló formatestek gyártása ugyanígy polietilénből, vagy netán más polimer anyagokból is elképzelhető, hiszen Amerikában már lágy géleket, gél lapokat is alkalmaznak a kutatásoknál. Ezeknek az ipari elterjedésére még várni kell, hiszen a mechanikai stabilitásuk sem elhanyagolható szempont az eleveniszapos - biofilmes kombinációban.

Hivatkozások

- Alleman, J., Peters, R. (1982) The History of Fixed Film Wastewater Treatment Systems. Proceedings of the International Conference of Fixed Film Biological Processes, Kings Island, Ohio. <http://web.deu.edu.tr/aktiksu/ana52/biofilm4.pdf> (accessed March 2010).
- Aktinson, B.; Black, G. M.; Lewis, P. J. S., Pinches, A. (1979) Biological Particles of Given Size, Shape and Density for Use in Biological Reactors. *Biotechnol. Bioeng.*, 21 (2), 193-200.
- Bryan, E. H. (1982) Development of Synthetic Media for Biological Treatment of Municipal and Industrial Wastewater. Paper presented at the 1st International Conference on Fixed-Film Biological Processes, Vol. 1, Kings Island, Ohio; Sponsored by University of Pittsburg, U.S. Army Corps of Engineers, U.S. Environmental Protection Agency, and U.S. National Science Foundation), 89.
- Bryan, E. H. (1955) Molded Polystyrene Media for Trickling Filters. Proceedings of the 10th Purdue Industrial Waste Conference, West Lafayette, Indiana, May 9-11; Prudue University: West Lafayette, Indiana, 164.
- Bryan, E. H. (1962) Two-Stage Biological Treatment: Industrial Experience. Proceedings of the 11th South Municipal Industrial Waste Conference; North Carolina State University, North Carolina.
- Di Trapani, D., Mannina, G., Torregrossa, M., Viviani G. (2010) Comparison between hybrid moving bed biofilm reactor and activated sludge system: a pilot plant experiment, *Water Sci. Technol.*, 61 (4), 891–902.
- Dibdin, W. J. (1903) *The Purification of Sewage and Water*, 3rd ed.; The Sanitary Publishing Company: London, United Kingdom.
- Egan, J. T.; Sandlin, M. (1960) The Evaluation of Plastic Trickling filter Media. Proceedings of the 15 th Purdue Industrial Waste Conference, West Lafayette, Indiana; Purdue University: West Lafayette, Indiana, 107-115.
- Gehm, H. W.; Gellman, I. (1965) Practice, Research and Development in Biological Oxidation of Pulp and Paper Effluents. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 57, 1392-98.
- Gujer, W. (2010) Nitrification and me—a subjective review. *Water Res.*, 44 (1) 1–19.
- Guo, W., Ngo, H.-H., Dharmawan, F., Palmer, C.G. (2010) Roles of polyurethane foam in aerobic moving and fixed bed bioreactors. *Bioresource Technology* 101 (5), 1435–1439.
- Hamoda, M. F., Abd-El-Bary, M. F. (1987) Operating Characteristics of the Aerated Submerged Fixed-Film (ASFF) Bioreactor. *Water Res.*, 21, 939-947.
- Hegemann, W. (1984) A Combination of the Activated Sludge Process with Fixed-Film Bio-Mass to Increase the Capacity of Wastewater Treatment Plants. *Water Sci. Technol.*, 16, 119-130.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. L. C. and Arvin, E. (2002) *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. 3rd Edition, Springer, Germany
- Horan, N. J. (1990) *Biological Wastewater Treatment Systems: Theory and Operation*. 1st Edition, John Wiley & Sons Ltd., Great Britain
- Iwai, S.; Oshino, Y.; Tsukada, T. (1990) Design Operation of Small Wastewater Treatment Plants by the Microbial Film Process. *Water Sci. Technol.*, 22, 139-144.
- Kárpáti, Á (Szerk.): Ábrahám, F., Bardóczyne Szekely, E., Kárpáti, Á., László, Zs., Szilágyi, F., Thury, P., Vermes, L. (2007) *A szennyvíztisztítás alapjai*. Pannon Egyetem, pp.173.
- Kárpáti, Á. (2002): *Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai - I.BOI és nitrogéntávoltítás. – 1-14, II. Biológiai többletfoszfor eltávolítás és a szerves széntartalom optimális kihasználása. 14-27. Szerk.: Kárpáti, Á., Eleveniszapos*

- szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 2. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, pp. 97.
- Kárpáti, Á. (2005) Szennyvíztisztítás kialakulása és fejlődése napjainkig. Műszaki Információ / Környezet-védelem, (7-8) 80-96.
- Kato, K.; Sekikawa, Y. (1967) FAS (Fixed Activated Sludge) Process for Industrial Waste Treatment. Proceedings of the 22nd Purdue Industrial Waste Conference, West Lafayette, Indiana; Purdue University: West Lafayette Indiana, 926-949.
- Lübbecke, S., Vogelpohl, A. and Dewjanin, W. (1995) Wastewater treatment in a biological highperformance system with high biomass concentration. *Wat. Res.* 29(3), 793-802
- Mahendran, B., Lishman, L., Liss S. N. (2012) Structural, physicochemical and microbial properties of flocs and biofilms in integrated fixed-film activated sludge (IFFAS) systems, *Water Res.*, 46, 5085–5101.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th Edition, McGraw-Hill Companies, Inc., New York
- Norris, D. P.; Parker, D. S.; Daniels, M. L.; (1982) High Quality Trickling Filter Effluent Without Tertiary Treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 54. 1087-1098.
- Odegaard, H. (2006) Innovations in Wastewater Treatment: the Moving Bed Biofilm Process. *Water Sci. Technol.*, 53, 17-33.
- Odegaard, H.; Rusten, B.; Westrum, T. (1994) A New Moving Bed Biofilm Reactor- Application and Results. Proceedings of the 2nd International Specialized Conference on Biofilm Reactors, Paris, France, Sep 29-Oct 1; International Association on Water Quality: London, United Kingdom, 221-229.
- Randall, C. W., Barnard, J. L. and Stensel, H. D. (1992) *Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal*. 1st Edition, Technomic Publishing Company INC., Pennsylvania
- Randall, C.; Sen, D. (1996) Full-Scale Evaluation of an Integrated Fixed-Film Activated Sludge (IFAS) Process for Enhanced Nitrogen Removal. *Water Sci. Technol.*, 33 (12), 155-162,
- Royal Commission on Sewage Disposal (1908) Fourth Report. Royal Commission on Sewage Disposal: London, United Kingdom.
- Sedlak, R. (1992) Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater - Principles. and Practice 2nd ed., Lewis Publisher, New York, p. 240.
- Seviour, R. J., Limdrea, K. C., Griffiths, P. C., Blackall, L. L., Seviour, R. J., Blackall, L. L. : „Az eleveniszapos szennyvíztisztítás –mikrobiológiája, 1999” c könyvében megjelent anyaga alapján készített tömörítvény 27-45. old.: Szerk.:Kárpáti, Á., Az eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 2. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék (2002), pp. 97.
- Stanbridge, H. H. (1972) The Introduction of Rotating and Traveling Distributors for Biological Filters. *Water Pollut. Control*, 44, 573.
- Steels, I. H. (1974) Design Basis for the Rotating Disc Process. *Effluent Water Treat. J.*, 14 (9), 434,445.
- van den Akker, B., Holmes, M., Pearce, P., Cromar, N. J., Fallowfield, H. J. (2011) Structure of nitrifying biofilms in a high-rate trickling filter designed for potable water pre-treatment, *Water Res.*, 45 (11), 3489–3498.
- Wuchter, C., Abbas, B., Coolen, M. J. L., Herfort, L., van Bleijswijk, J., Timmers, P., Strous M., Teira, E., Herndl, G. J., Middelburg, J. J., Schouten, S., Damsté, J. S. S. (2006) Archaeal nitrification in the ocean. *Proc Natl Acad Sci USA* 2006

5. Csepegtetőtestes szennyvíztisztítás

Az 1950-es évekig a csepegtetőtesteket nagyon pontatlan tervezési alapelvek szerint tudták csak készíteni, kiépíteni. Ennek oka a töltet kis fajlagos felülete, ugyanakkor a vele kialakuló kis szabad térfogathányad volt. Az 50-es-60-as években azonban a műanyaggyártás előretörésével jelentős fejlesztés indult ennek a javítására, no meg a műanyag értékesítésére. Az Egyesült Államok környezetvédelmi hivatala ebben az időszakban már szigorúan rögzítette a tisztított víz minőségére vonatkozó előírásokat, s meg is követelte azok teljesítését. Ennek következtében a csepegtetőtestekről megállapították, hogy képtelenek a szigorú előírások teljesítésére. Ez esetenként nem is a csepegtetőtest biofilmjének a gyenge teljesítményéből adódott, hanem a keletkező leszakadó iszaprések rendkívül nehéz ülepedettségéből. Ezek okoztak túlszennyezést a tisztított, ülepített elfolyó vízben (Parker, 1999).

A fenti iszapüleptési problémán egy kombinált eleveniszap lépcső beiktatásával sikerült javítani (Norris et al., 1982). Az első üzemi méretű csepegtetőtestet követő eleveniszapos medence, s azt követő utóüleptítés kombináció az úgynevezett csepegtetőtest-iszapkontakt (Trickling Filter / Solid Contact - TF/SC) eljárás még kövel töltött csepegtetőtestekkel került megvalósításra. Kiderült, hogy a csepegtetőtest után épített eleveniszapos rendszerben az iszap bioflokulációjával nagymértékű javulás volt elérhető az utóüleptítő hatékonyságában.

A mai korszerű csepegtetőtestek meghatározó komponensei a következők.

- 1) Forgó vízelosztó rendszer a csepegtetőtest fölött, megfelelő forgási sebesség ellenőrzéssel, szabályozással.
- 2) Megfelelő biofilm hordozó, ami ma már rendszerint valamilyen műanyag lemezekből, vagy töltetből kialakított rendszer. A biofilmes lemezek rendszerint keresztirányú folyadék áramoltatást biztosítanak a sima, vagy valamilyen mértékben durvább felületűvé alakított műanyag tölteten. Az egyedüli függőleges lemezes kialakítás a rendkívül nagy szerves anyag terhelésű szennyvizek tisztítása, mintegy előtisztítása esetén indokolt.
- 3) Mechanikus levegőztető rendszer, amely rendszerint levegő elosztó vezetékekből áll, és kis nyomású ventilátorok biztosítják a csepegtetőtestek alá történő levegő bevezetést, s azzal a biofilm jobb levegőellátását.
- 4) A csepegtetőtest, vagy az utóüleptítő elfolyó vizét rendszerint valamilyen mértékben visszaforgatják, recirkuláltatják a nyersvízhez a csepegtetőtest tetejére, biztosítva azzal részben a hígítást, részben a biofilm jobb nedvesítését.
- 5) Esetlegesen valamilyen fedél kialakítás az oldalfalakkal is rendelkező csepegtetőtesteken, amely biztosíthatja az egyenletesebb levegőellátást, valamint a szag ellenőrzését, esetleges csökkentését.

A csepegtetőtestek fedelét esetenként megfelelő permetező folyadékszórókkal is elláthatják annak az érdekében, hogy meghibásodásokkal kapcsolatos leállások esetén a műanyag fedelet a túlmelegedéstől megóvják.

A csepegtetőtestek működése a biológia folyamatait illetően viszonylag pontatlanul írható csak le, ennek megfelelően a tervezésük is meglehetősen empirikus, vagy félempirikus úton történik. Ugyanakkor a csepegtetőtestekről elmondhatjuk, hogy az eleveniszapos rendszerekkel összehasonlítva az üzemeltetésük rendkívül egyszerű, a toxikus és lökészerű terheléseknek nagyon jól ellenállnak, és rendkívül alacsony a fajlagos energiafogyasztásuk. Sajnálatos azonban, hogy a csepegtetőtestek esetében jelentős meghibásodások léphetnek fel, általában a csepegtetőtestet megtámadó makrofauna eredményeként. Ennek megfelelően a

csepegtetőtesteket védeni kell az ilyen hatásoktól (Pshoda legyek, kagylók, csigák, giliszták). Napjainkra a csepegtetőtesteket már mindenképpen valamilyen eleveniszapos befejezéssel építik ki, hiszen önmagukban ritkán alkalmasak napjaink tisztítási előírásainak a biztosítására.

5.1. A csepegtetőtest általános leírása

A csepegtetőtest háromfázisú rögzített hordozós, biofilmes reaktor. A szennyvíz a bioreaktorba felül, megfelelő elosztó rendszeren keresztül lép be. A biofilm hordozóra mintegy csepegtetve, spriccelve jut, a recirkuláltatott vízzel hígított formában. A hordozón a gravitáció hatására lefele folyik, miközben nedvesíti, tápanyagokkal látja el az azon kialakuló biofilmet. A biofilmen lefele mozgó vízzel rendszerint szemben áramlik a levegő, amely a vízfilm oxigénellátását biztosítja. A vízfilmről az oxigén döntően diffúzióval jut a biofilmbe. A lefele csurgó biofilmben többé-kevésbé lamináris áramlás alakul ki, amely az oxigén diffúzióját az eleveniszapos rendszer turbulens folyadék mozgásához képest lényegesen gátolja.

Az első ilyen csepegtetőtestek a zúzott bazaltot, vagy egyéb kőanyagot tartalmaztak, melynek kicsi, mintegy $45-60 \text{ m}^2/\text{m}^3$ volt a fajlagos felülete. A töltet súlya mintegy 3 méter körülire korlátozta a szűrőréteg vastagságát (Horan, 1990). Az ilyen töltet kis szabad térfogata (50 %) csak gyenge levegőztetést tett lehetővé, ugyanakkor hajlamosnak bizonyult az eltömődésre, s vele az egyenetlen folyadékáramlás kialakulására (Metcalf & Eddy, 2003).

A csepegtetőtesteknél valamilyen folyadék elosztó szerkezet van a csepegtetőtest, pontosabban a biofilm hordozó műanyag rétege fölött, míg az alulról történő levegőztetést ventiláció biztosítja. A korábbi csepegtetőtestek töltete még különböző méretű kövekből állt, de esetükben is hasonló folyadék-elosztásnak kellett biztosítani a töltet, s vele a biofilm egyenetlen nedvesítését, tápanyag és levegő ellátását. A **13. ábra** a hagyományos bazalt, vagy egyéb kövekkel töltött csepegtetőtestet mutatja be.



13. ábra: Darabos kővel töltött csepegtetőtest és a felső folyadék-elosztása.

Ennek a korszerűsített változata a **14. ábrán** látható műanyag töltetes csepegtetőtest. Ez sokkal nagyobb biofilm felületet, s egyidejűleg nagyobb szabad térfogatot is biztosít, ami mind a biofilm folyadékellátását, mind annak a levegőellátását messze jobban biztosítja (Harrison és Timpany, 1988).



14. ábra: Műanyagtöltetes csepegtetőtest és felületének a szabályozott nedvesítése.

Természetesen a biofilmmel történő szennyvíztisztítás is megfelelő iszaptermeléssel jár. A biofilmről leszakadó részek lebegő formában mozognak a folyadékkal lefele, majd onnan rendszerint egy négyzög vagy kör keresztmetszetű ülepítőben történik az elválasztásuk a víztől. A csepegtetőtestes rendszerekhez szükségszerűen tartozik egy folyadékmozgató szivattyú állomás, amely részben az érkező szennyvíz, részben a recirkuláltatott ülepített víz feladását biztosítja a csepegtetőtest felületére.

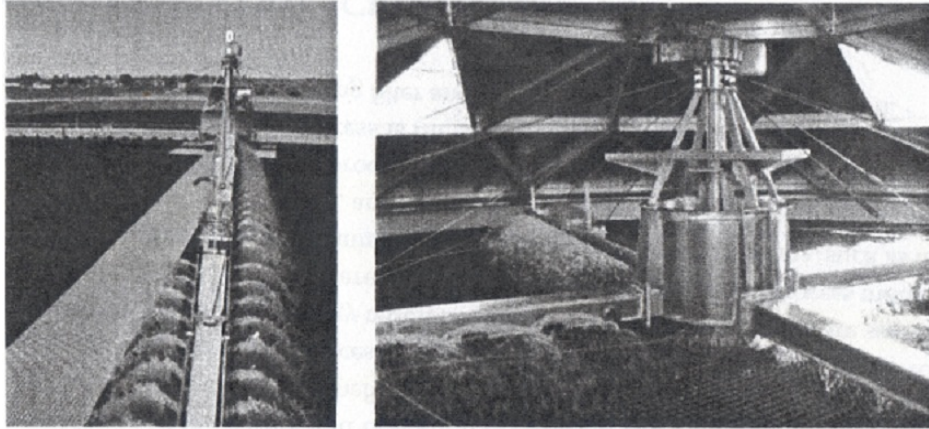
5.1.1. Folyadékeltelő rendszer

A tisztítandó szennyvizet megfelelő homokfogás és döntően pálcás szűrés, esetleg előüleptés után adják fel a csepegtetőtest felületére. A szűrést rendszerint 3 mm-es résméretű szűrőpálcákon, vagy valamilyen perforált szűrőlapon végzik. Nem minden esetben alkalmaznak előüleptést, de a csepegtetőtestre feladott folyadék nélküle is lényegesen hígabb, mint az érkező, hiszen a recirkuláltatott tisztított víz hígítja azt. Az utóbbira nem csak ezért van szükség, hanem hogy a csepegtetőtest biofilmjét megfelelőképpen nedvesítse, abban ne alakulhassanak ki száraz üzemképtelen zónák. A felületről periodikusan leszakadó biofilm darabokat is a víznek kell lemosni, vagy kimosni a csepegtetőtestről.

Kétféle folyadék elosztó rendszert alkalmaznak a csepegtetőtestek fölött. Az egyik rögzített, tehát nem mozgó szóró, vagy spriccelő elemekkel működik, míg a másik forgó folyadék elosztó rendszerrel, rendszerint megfelelő forgás és folyadékadagolás szabályozással. Éppen a rögzített, statikus folyadék elosztó rendszerek hiányos működése eredményezte, hogy a csepegtetőtesteket a későbbi időszakban kizárólagosan forgó folyadékeltelő, permetező, locsoló megoldással építették ki. Az utóbbiak között is megkülönböztethetők a hidraulikusan, valamint elektromosan mozgatott folyadék elosztó rendszerek.

A forgó folyadék elosztó rendszerek általánosan jó nedvesítést biztosítanak. Ezek ciklikusan bocsátják a folyadékot a biofilm hordozó felületére, ami annak a jobb ciklikus folyadékellátását, folyadéklemosását, ugyanakkor hasonló levegőellátással kombinált nedvesítését biztosítja. Ez a ciklikus nedvesítés, vagy folyadék bevitel lehetővé teszi, hogy a biofilm mintegy ciklikusan jobban elengedje a vizet, majd ismételten jobban nedvesedjen. Ezzel a ciklikus nedvesítéssel bizonyos konvektív oxigénbevittelt is biztosíthatunk. A már említett rossz folyadékeltetés, folyadékellátás ugyanakkor komoly üzemeltetési problémákat okoz a hatástalan zónák kialakulásával, berothadásával, s az ekkor jelentkező szagképződéssel.

A hidraulikusan hajtott forgó elosztó karoknak megfelelő folyadék kibocsátó nyílásai vannak, mind a forgás irányában, mind azzal szemben is. Az ilyen elosztó szerkezetek forgását, a folyadék kiáramlásának a nyomatéka biztosítja. A kétoldali folyadék kiáramlással, mint az a **15. ábrán** is látható, az elosztó karok forgásának a sebessége is szabályozható.



15. ábra: A csepegtetőtestek folyadék elosztása megfelelő központi adagolással.

Az ilyen hidraulikus folyadék szabályzás nem minden esetben megfelelő pontosságú, amiért is az elosztó karok forgássebességét gyakran elektromos meghajtással stabilizálják, szabályozzák. A **15. ábrán** látható egy elektromos meghajtású folyadék elosztó rendszer is. Az utóbbiak esetében a tisztító mindenkor folyadékterhelésének messze megfelelőbben szabályozható a folyadék elosztó rendszer forgásának a sebessége, s vele a biofilm nedvesítése. Ezeknél a megoldásoknál az érkező szennyvíz mennyiségétől függetlenül szabályozható az elosztó rendszer fordulatszám, míg a hidraulikus szabályozásnál az mindig befolyásolja az elosztó karok forgásának a sebességét.

5.1.2. Biofilm hordozók

Az ideális csepegtetőtest töltőanyagának, biofilm hordozójának nagy fajlagos felülettel kell rendelkezni, s egyidejűleg olcsónak is kell lenni. Tartós, időálló, kellően porózus felületű, vagy anyagú kell legyen, amely fontos a ventiláció biztosításához, illetőleg a töltőanyag, vagy biofilm hordozó eltömődésének a megakadályozásához (Metcalf és Eddy, 2003; Grady et al., 1999).

A csepegtetőtestek biofilm hordozója lehet akár néhány centiméter átmérőjű kő, vagy kőzúzalék, de lehet különböző műanyag elemekből kialakított, függőlegesen függesztett formatest, vagy ilyen lemezekből sajtolt, majd ragasztott olyan önhordó műanyag töltet, amely már eleve profilírozott a folyadék mozgásirányának a beállítására. Mind a függőleges, mind a keresztirányú átfolyást biztosító műanyag betétek készíthetők sima, vagy durvábbra kialakított felülettel is. Más, kereskedelemben is elérhető biofilm hordozó lehet pl. megfelelő rögzítő szerkezetre függesztett műanyag zsinór tömeg, célszerűen függőleges kialakítással. Korábban fából, azbeszt lemezekből készített biofilm hordozókat is használtak ugyan ilyen célból, azonban elsősorban az árak miatt ma már ezek egyáltalán nincsenek használatban. Ilyen elemeket inkább térelválasztóként alkalmaznak a nagyobb medencék szakaszolására. Napjainkban már szinte kizárólagosan a műanyag töltetű csepegtetőtestek használatosak csak statikus rendszerekben. Közülük is elsősorban a függőleges, vagy keresztirányú átfolyást biztosító műanyag lemezekből kialakított egységek. Kis fajsúlyú műanyag töltet kialakításával a fajlagos felület $100-300 \text{ m}^2/\text{m}^3$ -re volt növelhető a töltetmagasság egyidejű,

12 m-ig történő növelésével (Wijffels et al., 1995). Ezek a töltetek még nem igényeltek mesterséges levegőztetést.

A műanyag töltetű rendszerek viszonylagosan nagyobb fajlagos felülete és szabad térfogata lehetővé teszi azoknál a folyadék sebesség, vagy hidraulikus terhelés jelentős növelését, miközben egyidejűleg jelentősen javul azokban az oxigén bevitel, növelhető a biofilm vastagság, vagy biofilm tömeg, s ezzel a térfogati teljesítményük.

A **3. táblázatban** láthatók különböző csepegtetőtest töltőanyagok, illetőleg azok jellemző fajsúlya, fajlagos felülete, és szabad térfogata.

3. táblázat: Különböző csepegtetőtest töltetek fajlagos értékei.

Típus	Méret (cm)	Térfogattömeg (kg/m ³)	Fajlagos felület (m ² /m ³)	Szabad gáztérfogat (%)
Darabos kő	8-25	90	62	50
Salak	25-42	100	46	60
Vízszintes átfolyású műanyag lemezek	2x4	24-45	100-200	95
Függőleges átfolyású műanyag lemezek	2x4	24-45	100-200	95
Strukturált kialakítású műanyag töltet	2-4 ø	20-30	100-500	90

A kő elemekből kialakított csepegtetőtesteket korábban használták a gyakorlatban, mintegy 50 mm körüli kőátmérővel. Ez a töltet is kialakítható volt folyami kavicsból, amelynek a felülete viszonylag sima, illetőleg akár kohósalakból is, melynek igen jelentős a belső felülete is. Szélesebb körben ugyanakkor a bazalt vagy mészkő töltetek terjedtek el. Szükségszerű volt, hogy az ilyen nehéz töltetek esetében a csepegtetőtestek viszonylag alacsonyak legyenek. Könnyebb volt így rögzíteni a töltetet. Ilyen töltetnél a csepegtetőtest anyaga, vagy teljes tömege jobban lehűlt a téli időszakban, ami a teljesítményét ilyenkor jelentősen csökkentette, mint a műanyag töltetes csepegtetőtestekét. A kavics, vagy kő töltetű csepegtetőtesteknél a téli időszakban elő szokott fordulni azok jelentős lefagyása is. Ez a töltet aprózódásához is vezetett, ami az olvadáskor jelentős lebegőanyag kiülepedést, eltömődést eredményezhetett a csepegtetőtestben. (Grady et al., 1999). Mivel az ilyen csepegtetőtesteknek nagyon kicsi a fajlagos felülete, kicsi a szabad térfogata, és igen nehezek, az utóbbi időszakban háttérbe szorultak. Mindenképpen szükséges volt esetükben is a viszonylag nagyobb hidraulikus terhelés a csepegtetőtesten a töltet, pontosabban a biofilm kellő átnedvesítésére.

A túlzott hidraulikus terhelés ugyanakkor a csepegtetőtest felületének stabil vízborítását, úgynevezett tócsásodást eredményezhet, amely rontja az oxigén bevitelt, és rontja magának a bioreaktornak a teljesítményét is. Bár a kő töltetű csepegtetőtestek teljesítménye valamelyest javítható mesterséges levegőztetéssel, valamint a csepegtetőtestet követő eleveniszapos egység kiépítésével, illetőleg mélyebb utóülepítők építésével, mindezek nem tudták kellően javítani a versenyképtelenségén a műanyagöltetes csepegtetőtestekkel szemben.

Grady és társai (1999) megállapították, hogy egy kellően kis terhelésű közüzalékkal töltött csepegtetőtest ugyanakkor elfogadható szerves anyag eltávolításra is képes. Természetesen ilyen esetben jóval 1 kg BOI₅/m³d alatt kell lenni a csepegtetőtest térfogati biológiai

terhelésének. Nitrifikációs igény esetén ennek is messze alatta kell lenni ennek a terhelésnek. Ettől függetlenül, mivel a műanyag töltetű csepegtetőtestek sokkal kevésbé érzékenyek számos üzemeltetési problémára, és mindenképpen kevésbé érzékenyek az izzappal, biofilmmel történő eltömődésére, a fejlődésük nagy sebességgel indult meg az 1960-s évektől.

A műanyag töltetek esetében sokkal nagyobb fajlagos felület biztosítható, miközben a szabad térfogat is nagyobb, nem is beszélve az adott térfogatot kitöltő töltet súlyáról. Éppen ezért míg a bazalt töltettel rendelkező csepegtetőtestek maximális magassága általában 3 m alatt szokott lenni, a műanyag töltetű csepegtetőtesteknél ez ennek a többszörösét, a 10-15 méter magasságot is elérheti. Ez viszont szivattyúzási költségtöbbletet jelent az üzemeltetésénél. Az ilyen töltetek fajlagos felülete láthatóan 140-220 m²/m³ között változik, ami rendkívül nagy mennyiségű biofilm megtapadását teszi lehetővé egységnyi térfogatban. Mind a függőleges, mind a keresztirányú folyadékmozgást biztosító csepegtetőtest töltetek esetében ma már a szerves anyag (BOI₅) és az ammónium-N is elég kis koncentrációkig eltávolítható a tisztítandó szennyvízből.

Már a kisebb fajlagos felületű, lemezekből kialakított műanyag töltetek (100 m²/m³ körüli fajlagos felület) is nagyon alkalmasak a szerves anyag eltávolítására, illetve vele együtt a nitrifikációra megfelelő terhelés és üzemeltetés esetén (Parker és társai 1989). A csepegtetőtesteknek azután hamarosan a többlépcsős alkalmazására került sor az Egyesült Államokban a 60-as, 70-es években. Felismerték, hogy a közepes terhelésű, vagy akár viszonylagosan nagyobb terhelésű csepegtetőtisztítást követően is, amikor a nitrifikáció nem teljes, vagy egyáltalán nem biztosítható egyetlen egységgel, a nitrifikációt egy második csepegtetőtesttel mindenképpen biztosítani lehet.

Az ilyen rendszerek üzemeltetése során azt is tapasztalták, hogy a különböző folyadékmozgást biztosító biofilm hordozó töltetek eléggé eltérő teljesítménnyel rendelkeznek. Kedvezőnek találták, ha a felső töltőanyag réteget keresztirányú folyadékmozgást biztosító elemekkel alakították ki, míg a csepegtetőtest alsó részébe a függőleges folyási, vagy folyadékmozgási irányt biztosító biofilm hordozó töltet került. Az is gyakorlattá vált az üzemeltetés tapasztalatai alapján, hogy a felső műanyag töltőanyag réteg fölött még egy speciális műanyaghálót is kialakítsanak, hogy az esetleges javítások, takarítások során az ott mozgó dolgozók ne csússzanak meg a biofilmmel fedett műanyag testeken, és csökkentsék a balesetveszélyt. Célszerűen ezt a takaró réteget olyan anyagból alakították ki, amely még az ultraibolya fény hatásának is jobban ellenállt, így gyakorlatilag a töltet védelmét, használati idejének megnövekedését eredményezte.

5.1.3. A csepegtetőtest tartószerkezete, falazata

A kőzúzalék, vagy szintetikus műanyag töltet esetében is mindenképpen valamilyen rögzítő elemekkel kell biztosítani azok stabilitását, függesztését, megtartását a biofilmes reaktor belsejében. Ezeket a rögzítő szerkezeteket nehezebb töltet esetében betonból kellett kiépíteni. Amikor a műanyag testes töltőanyag viszonylag stabil, tehát öntartó, alkalmazhatók egyszerűbb határoló felületek is a töltet rögzítésére, megtartására. Lehetett az faváz, esetleg valamilyen üvegszál rögzítésű polimer, de lehet valamilyen felületi bevonattal rendelkező acéllemez is. Ezek a falak megfelelően biztosítják, hogy a szennyvíz ne folyjon ki a biológiai reaktorból, valamint szilárd vázat adhatnak a szél hatása ellen is. A csepegtetőtesteknél fontos a felületének a bizonyos értelmű időszakos elárasztása is. Olyan hidraulikus túlterhelése, ami kellő üzemeltetési flexibilitást ad a rendszernek, jobban ellenőrizhetővé, szabályozhatóvá téve a biofilm vastagságát, s a benne kialakuló makrofauna összetételét is.

5.2. A csepegtetőtestek levegőztetése

A levegőztetés említése előtt mindenképpen szót kell ejteni a csepegtetőtestekről függőlegesen lefolyó folyadék-terhelésének, tehát a tisztított víznek az összegyűjtéséről, valamint megfelelő elvezetéséről is. Azt előbb az utóülepítőbe, majd a befogadóba, illetőleg a recirkulációt biztosító szivattyúállomásra kell vezetni. Ez a csepegtetőtest alatt kialakított gyűjtőtér azonban arra is szolgál, hogy onnan kerülhessen bevezetésre a levegő a csepegtetőtestre. A csepegtetőtest levegő ellátását korábban csak természetesen kialakuló ventiláció biztosította az alul kiépített térből.

A közüzalék töltet esetében lényegesebb merevítés szükséges a fenti felületeknek, falaknak, s az alsó folyadékgyűjtő rendszernek is, míg a műanyag töltetes csepegtetőtestnél ez nem kíván olyan robusztus kiépítést.

Lehet azonban a levegőztetés megfelelő ventilátorokkal is, ami növeli a biofilm oxigén ellátását a film belsejében (Grady et al, 1999). A természetes ventiláció nem biztosít minden esetben kellő levegőztetést, különösen a téli időszakban, és éppen ezért van szükség a mesterséges levegőztetés kiépítésére. Fontos azonban hangsúlyozni, hogy mesterséges levegőztetés esetén a tervezőnek okvetlenül gondoskodni kell a levegő egyenletes elosztásáról a csepegtetőtest teljes keresztmetszetében. Ez persze azt jelenti, hogy a keresztmetszetben kell biztosítani az egyforma gáz feláramlási sebességet. Ilyenkor a levegőt megfelelő résekkel ellátott levegő bevezető rendszer viszi be a töltet alá (kényszer-konvekció).

5.3. Folyadék recirkuláció

A csepegtetőtesteknél nagyon fontos egy szükséges teljesítményű szivattyú rendszer kiépítése a folyadék mozgatására. Ez az érkező szennyvizet, illetve a recirkuláltatott tisztított vizet kell, feladja a csepegtetőtestre. A recirkulációval azt kell biztosítani, hogy a folyadékellátottság a biofilmben mindig megfelelő legyen. Ezt a biofilm felületén áramló víz biztosítja. Mindez elengedhetetlen a biológiai folyamatok lejátszódásához. Ez azt is jelenti, hogy esetenként a tisztítandó szennyvíz többszöröse is lehet a már tisztított szennyvíz recirkulációja. Ez nyilvánvalóan annak függvénye, hogy milyen tömény szennyvíz érkezik a csepegtetőtesten történő biológiai tisztításra. A nitrifikációs utótisztító csepegtetőtesteknél ugyanakkor a recirkuláció minimális, vagy akár teljesen szükségtelen is lehet.

5.4. A csepegtetőtestek hidraulikus és szennyezőanyag terhelése

Mint már korábban is említésre került, a csepegtetőtestek a szerves anyag oxidációjára, vagy azzal kombinált nitrifikációra és denitrifikációra lehetnek alkalmasak. A csepegtetőtestek szerves anyag terhelését rendszerint napi BOI₅ mennyiségben adják meg a tisztító egységnyi térfogatára. Általános gyakorlat, hogy a recirkuláltatott folyadék árammal visszaérkező szerves anyag terhelést ilyenkor nem veszik figyelembe.

A nitrifikáló csepegtetőtestek terhelési adatai ugyanakkor az ammóniára vonatkoztatva általában a töltet felületére vannak megadva. Ez persze az előbb említett térfogati terhelésből is könnyen kiszámítható, ha azt elosztjuk a töltet fajlagos felületével (m²/m³). Fontos még megjegyezni, hogy nem csak ez a két paraméter jellemző a csepegtetőtest terhelésére, hanem a

folyadékterhelés, vagy hidraulikus terhelés is, amit ugyancsak meg lehet adni, mind a csepegtetőtest térfogatára, mind a töltet felületére vonatkoztatva is.

5.5. Rendszerkialakítás

A csepegtetőtestes szennyvíztisztító rendszer az előzőeknek megfelelően általában egy előkezelésből, majd azt követő előülepítésből, illetőleg csepegtetőtestes kezelésből áll. Az előkezelés valójában egy szűrést és homok eltávolítást jelenthet. A csepegtetőtestre viszont a tisztított víz egy része visszaforgatásra kerül, a korábbiaknak megfelelően. A csepegtetőtest után rendszerint egy eleveniszapos egység kerül beépítésre, hogy a keletkező iszap jobb ülepítése, a finom iszaprészek jobb eltávolítása legyen biztosítható az utóülepítő medencében. Kérdés azonban, hogy az utóülepítő medencében kiülepedő iszapot hova, miképpen recirkuláltassák vissza. Ennek megfelelően a csepegtetőtest is terhelhető bizonyos lebegőanyag mennyiséggel, de lehet az iszapot csak az eleveniszapos egységre vezetni, mintegy belső recirkulációs kialakítással.

A csepegtetőtestes tisztításnál a folyadék, valamint iszaprecirkuláció határozza meg a teljes sematikus folyamatkialakítást. Kétféleképpen szokás kialakítani a csepegtetőtesteknél a recirkulációt. Az első közvetlen recirkuláció a csepegtetőtestre, míg a második a megfelelő iszapülepítést követő folyadékrecirkuláció. Az ülepítés történhet az előülepítőben is, amikor az eleveniszapos rendszernek megfelelő ún. primeriszap nem kerül feladásra a biofilmre. Négy csepegtetőtestes kialakítás sémája látható a **16. ábrán**, amely bemutatja mind az egyszerű, mint a kétlépcsős csepegtetőtestes megoldást.

A csepegtetőtest tisztított szennyvizének a recirkulációja hígítja a csepegtetőtest tetejére feladott folyadékot, és ezzel egyenletesebbé teszi a szerves anyag terhelésének az eloszlását, illetőleg bizonyos áthidalást biztosít a napi két maximummal rendelkező folyadékterhelésnél. A kétlépcsős csepegtetőtest esetében az első biofilmes egység gyakorlatilag javíthatja az azt követő csepegtetőtestről elfolyó szennyvíz tisztaságát, de a tervezőknek figyelembe kell venni, hogy ez milyen folyadékterhelési változásokat eredményez, illetőleg milyen biofilm változást hoz a hidraulikus terhelés változásának eredményeként.

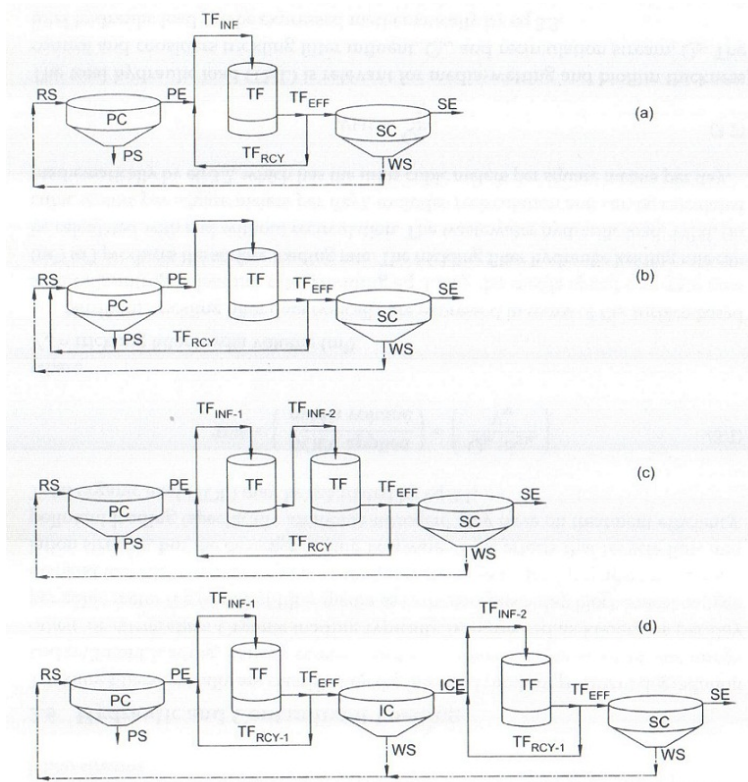
Kétlépcsős rendszerek esetében egy közbülső ülepítés is igen hasznos lehet a tisztításnál, mert a biofilm csökkenő iszapterhelése kedvező a tisztításra, különösen a nitrifikációra. Nagy iszapmennyiség, ami a második lépcsőre kerülhet, jelentősen zavarhatja annak működését is. Az utóülepítő, vagy közbülső ülepítők tervezése a kétlépcsős csepegtetőtestes rendszerekben azért nehezebb, mert jelentősebb folyadék recirkulációval kell az ülepítőket tervezni.

Bevált gyakorlat a kétlépcsős csepegtetőtestes megoldásnál, hogy az egyes lépcsők sorrendjét ciklikusan változtatják, alternálják. Megfigyelték, hogy az ilyen alternáló csepegtetőtestek esetén jobb nitrifikációs teljesítményt tapasztaltak a teljes rendszer tekintetében, mint a sorrend váltogatása nélkül (Gujer és Boller, 1986; Aspegren, 1992). A csepegtetőtestek sorrendjének váltogatása általában 3-7 naponként javasolt. Az alternáló csepegtetőtesteknek azonban kedvezőtlen hátránya a megnövekvő energiaigény, ami bizony mintegy 50 % is lehet a kétszeres szivattyúzási energia igény miatt. Az üzemeltetési költségek mellett az általános beruházási költség is jelentősen növekszik a csővezetékek és szelepek mennyisége, száma eredményeként.

Az iszapkezelés a csepegtetőtestek esetében ugyancsak jelentős hatással lehet a rendszer tisztítási teljesítményére. A **16. ábra** és a **17. ábrán** látható technológia sémákon egyértelmű,

hogyan a fölősiszap minden esetben együtt-ülepítéssel távolítható el. A csepegtetőtesten keletkezett iszap „szekunder iszap”, valamint a primer iszap az előülepítőben kerül összegyűjtésre és eltávolításra a rendszerből. Sok olyan megoldás is létezik, amely külön kezeli a primer iszapot és a szekunder iszapot. Ezeknek a gazdaságossága minden esetben óvatosan értékelendő. Az ilyen üzemeltetés ugyanakkor az üzemeltetőtől folyamatos iszapeltávolítást igényel, amivel gyakorlatilag üzemeltetési problémákat lehet elkerülni. A nagyon alacsony iszapszint fenntartása az előülepítő medencében ugyanakkor rendkívül nehézkes.

Az üzemeltetési probléma az ilyen megoldásoknál az iszap felúszása az ülepítő felszínére. Minden csepegtetőtesten élnek nitrifikáló mikroorganizmusok, melyek nitrátot termelnek. Ennek eltávolítására általában már nincs elegendő tápanyag, vagy kedvezőtlen az endogén tápanyag, illetve túlzottan oxikus a környezet a csepegtetőtestben. Az iszap hidrolízise következtében keletkező tápanyaggal ezért a nitrát az utóülepítőben kerülhet eltávolításra. Ez viszont ott nitrogén gáz termelődését eredményezi, ami az iszappelyhekhez tapadva azokat a medence felszínére úsztatja. Ez a felúszott iszapréteg azután a víz elvételénél a folyadékfukóknál átjutva a tisztított szennyvíz minőségét fogja rontani.

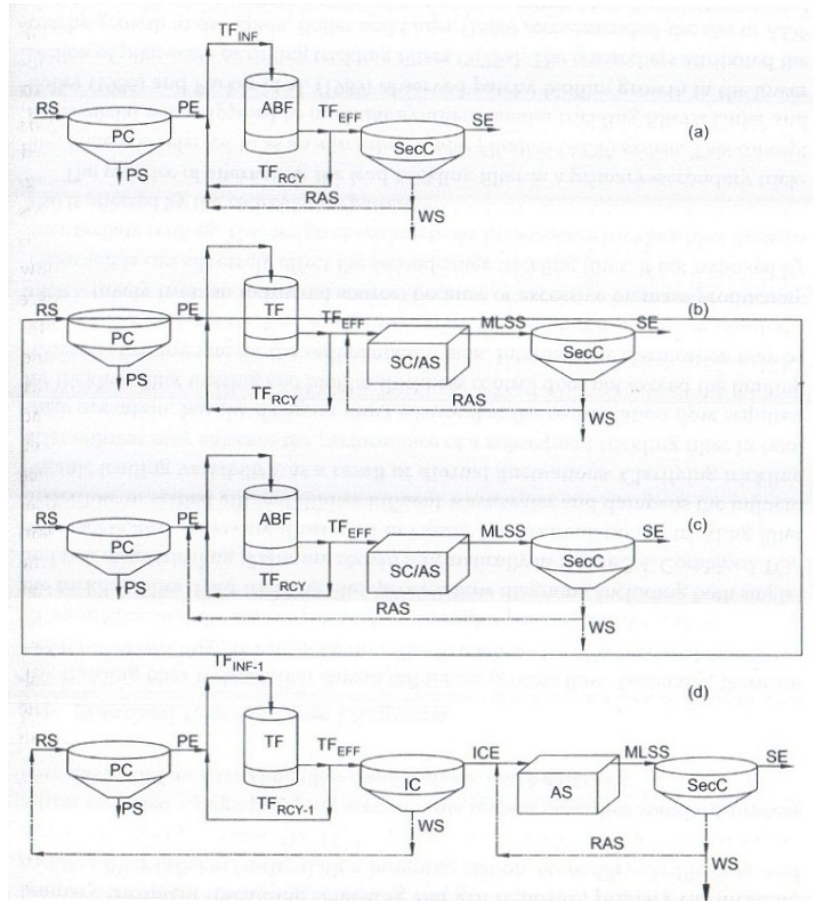


16. ábra: Jellemző rendszerkialakítás csepegtetőtestes szennyvíztisztításnál.

c séma - két csepegtetőtest sorbakötése

d séma – két csepegtetőtestes kombináció belső ülepítő alkalmazásával

RS – nyers szennyvíz, PC – előülepítő, PS – nyersiszap, vagy primer iszap,
PE – előülepített szennyvíz, TF_{inc} – csepegtetőtestre feladott szennyvíz,
TF – csepegtetőtest, TF_{eff} – csepegtetőtesz elfolyó vize, TF_{rec} – recirkuláló kezelt víz,
SC – utóülepítő, WS – fölősiszap, SE – utóülepített elfolyó víz, IC – közbülső ülepítő, ICE – közbülső ülepítő elfolyó vize



17. ábra: Jellemző rendszerkialakítás iszapos vízzel is permetezett csepegtetőtest (Activated Biofilter – ABF) és azt követő rövid iszapkontakt (Solid Contact – SC) vagy eleveniszapos kezelés (Activated Sludge – AS) esetére (TF = csepegtetőtest)

a – ABF, b – TF/SC vagy TF/SA, c – ABF/SC vagy ABF/AS, d – TF és AS.

(TF – Trickling Filter, RAS – eleveniszap recirkuláció, SecC – Secondary Clarifier – utóülepítő, egyéb jelölések, mint 16. ábra)

Ugyancsak gondot jelent a tervezésnél, hogy az előülepítőben is komoly iszap felúszási problémák jelentkezhetnek. Amikor a vegyes iszapban az előülepítőben kellő mennyiségű, könnyen bontható szerves anyag is van, abban olyan anaerob folyamatok indulhatnak be, amelyek az előülepítőnél jelentős szagtermelést, terhelést eredményeznek. A jól bontható oldott anyag mellett természetesen könnyen hidrolizálható szerves anyagok is lehetnek egy nyers szennyvízben, amelyek hasonló hatást eredményeznek, illetőleg hidrolizálva átjutnak a csepegtetőtestekre, megnövelik azok biológiai terhelését. Ez viszont a csepegtetőtestek biológiai teljesítményének a csökkenését eredményezheti.

5.6. A csepegtetőtestek biológiai terhelhetősége

A csepegtetőtesteket négyféle üzemeltetési mód, vagy felhasználás szerint osztályozhatjuk. Az első csoportba azok tartoznak, amelyek csak egy előtisztítást, tehát egy durva tisztítást végeznek. A második csoportba sorolhatjuk az olyan csepegtetőtesteket, amelyek teljes szerves anyag eltávolításra alkalmasak. A harmadik csoport szerves anyag eltávolítást és nitrifikációt is tud biztosítani. A negyedik csoportba sorolhatók azok a csepegtetőtestek, melyek utótisztításként csak nitrifikációt biztosítanak egy előzetes nagyobb terhelésű biológiai tisztítás befejezéseként.

Az előtisztító csepegtetőtestek nagy folyadékterhelést és nagy szerves anyag koncentrációjú szennyvizet kapnak, és általánosan függőleges folyadékmozgást kell, hogy biztosítsanak azért, hogy a nagyon gyorsan szaporodó, megvastagodó biofilm folyamatos lemosását, eltávolítását lehetővé tegyék, meggátolva így a túlzott biofilm akkumulációt. Bár ezek nagy biológiai terheléssel üzemelnek, viszonylag nagy szerves anyag eltávolító kapacitást biztosíthatnak. Az ülepitett szennyvizük mégis jelentős BOI_5 maradékot mutat. Az ilyen előtisztító csepegtetőtestek általában 50-75 %-os BOI_5 eltávolítást biztosítanak 1,5-3,5 kg BOI_5/m^3d terhelés mellett.

Az olyan csepegtetőtestek, amelyek teljes szerves anyag eltávolításra alkalmasak, 15-30 mg BOI_5/l koncentrációt érhetnek el a tisztított szennyvizben, miközben a biológiai terhelésük általában 0,7-1,5 kg $BOI_5/m^3/nap$ értékig változhat (van den Akker et al., 2011).

A kombinált szerves anyag és nitrifikáció eltávolításra alkalmas csepegtetőtestek rendszerint ennél is kisebb, mintegy 10 mg BOI_5/l szennyezettségig tudnak tisztítani. Egyidejűleg a tisztított szennyvizben 0,5-3 mg/l ammónium-N marad (természetesen megfelelő lebegőanyag eltávolítás esetén). Ezek a csepegtetőtestek általában kisebb, mint 0,2 kg/ m^3/nap BOI_5 terheléssel tudnak működni. Fontos megemlíteni ugyanakkor, hogy ezeknél a nitrogénterhelés a felületre számítva 0,2-1 g NH_4-N/m^2d fajlagos értéket érhet el.

Az utolsó csoportba tartozó nitrifikáló szűrőknél az ammónium koncentráció a tisztított vízben ugyancsak a 0,5-3 mg/l körüli érték lehet, viszont a tisztításra érkező víz nitrogén terhelése 0,5-2,5 g NH_4-N/m^2d is lehet.

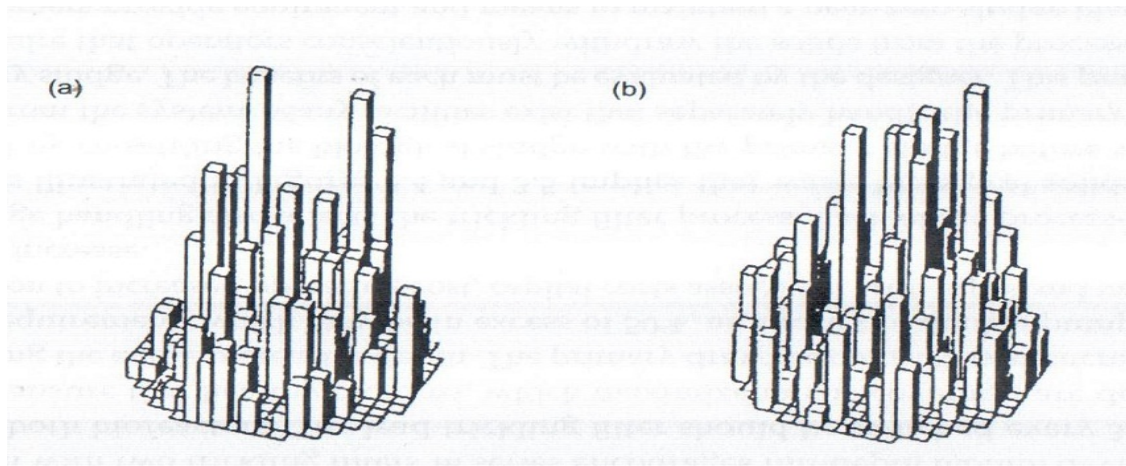
5.7. A csepegtetőtestek folyadékterhelése és nedvesítési problémái

A korábbiakból már egyértelmű, hogy a csepegtetőtestek felszínén történő egyenletes folyadékelosztás és megfelelő sebességű folyadékterhelés, vagy locsolás alapvető fontosságú a kialakuló biofilm nedvesítése, illetőleg annak a munkája szempontjából. Ha a biofilm nedvesítése elégtelen, abban száraz zónák alakulhatnak ki, melyben azután a magasabb rangú szervezetek elszaporodása várható.

Megállapították, hogy a csepegtetőtestekben az aktív biofilmtömeg mennyisége a biofilm vastagságával is arányos, és a biofilm vastagság növekedésével csökken. Úgy találták, hogy egy közepes fajlagos felülettel, tehát mintegy 100 m^2/m^3 fajlagos felülettel rendelkező csepegtetőtest töltete esetében 4 mm vastagságú biofilm kialakulása esetén már az aktív felület mintegy 12 %-kal csökken a műanyag töltet felületéhez képest. Természetesen ez is csak akkor igaz, ha a biofilm teljes felülete megfelelően nedvesített. Elégtelen biofilm nedvesítés szükségszerűen a tisztított víz minőségének a romlását eredményezi. Forgó karos folyadékelosztás, vagy locsolás esetén azt tapasztalták, hogy a nedvesített felület nagysága egy műanyag töltetes csepegtetőtestben igen jelentősen változhat, a teljes felület 20-60 %-ára is csökkenhet. A kisebb értéket a nagy fajlagos felületű csepegtetőtest töltet esetében találták.

A csepegtetőtestek tervezésénél mindig figyelembe kell venni, hogy a biofilm nedvesítése nem tökéletes. Meg kell azonban állapítani, hogy nem készítettek megbízható felméréseket a folyadék csepegtetőtesten történő hidraulikus tartózkodási idejének, a folyadékelosztás megoldásának, a folyadékterhelés mértékének, valamint a csepegtetőtest kialakításának a szerves anyag eltávolítás kinetikájára, illetőleg a rendszer teljesítményére gyakorolt hatásokat illetően. Jól mutatja ezt a **18. ábra**, amely a felület nedvesítésének mértékét mutatja be a

háromdimenziós képek biofilm nélküli műanyagöltet és biofilmet is tartalmazó változata esetére.



18. ábra: 3 dimenziós folyadék áramlási kép kialakulása a kereszt áramú műanyagöltetes csepegtetőtestek esetében, ha biofilm van a rendszerben (a), biofilm nélkül (b) (Lekhlif és társai 1994)

Általánosan megállapítható, hogy a folyadékterhelés egyértelműen csökkenti az átlagos hidraulikus tartózkodási időt a csepegtetőtesten, ugyanakkor egyértelműen javítja a biofilm nedvesítését. A folyadék locsolás mértéke szükség szerint a tisztított víz recirkulációjával növelhető. A recirkuláció mértékét általában 0,5-4 között lehet változtatni az üzemi tapasztalatok szerint. Az is üzemeltetési tapasztalat, hogy a függőleges átfolyású csepegtetőtestek esetében az átlagos felületi terhelés $1,8 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{óra}$ érték körül kedvező. A viszonylag alacsonyabb tornyokban, keresztirányú áramlást biztosító töltetek estében ugyanakkor $0,4-1,1 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{óra}$ közötti felületi terhelés is elegendő.

A forgó karos folyadékeltosztó rendszerek fordulatszámának csökkenése, tehát a locsolás gyakoriságának csökkentése általában javítja a biofilm folyadék nedvesítését. Egyidejűleg a biofilm vastagságának a jobb szabályozását is lehetővé teszi. Nyilvánvalóan ugyanilyen hatása lehet annak is, ha időnként a locsolás mértékét, tehát a felületi terhelés mértékét ugrásszerűen megnövelik. Ez a megvastagodott biofilmrétegek ciklikus lemosását, vékonyítását eredményezheti.

A német tervezési irányelv (ATV, 1983) javasolta az egy kar által locsolt folyadékréteg vastagság szabályozását is a csepegtetőtestek esetében. Észak-Amerikában a tervezésnél rendszerint 2-10 mm folyadéklocsolást számítanak, vagy terveznek egy kar adott felület feletti áthaladására. A teljes fordulatra így a négykaros elosztórendszerrel ennek a négyszerese adódik, ami a fordulatszámmal kiadja a fenti óránkénti felületi nedvesítés értékét. Fontos megjegyezni, hogy ciklikusan három-négyszer ekkora rövid idejű elárasztást is alkalmaznak a biofilm egyenletes vastagságban tartása érdekében.

A felület locsolásának igénye azonban a csepegtetőtest biológiai terhelésével is változik. Kis terheléseknél ($<0,4 \text{ kg BOI}_5/\text{m}^3\text{d}$) tizede is elegendő, mint a nagy fajlagos terheléseknél ($2,5-3 \text{ kg BOI}_5/\text{m}^3\text{d}$). Az öblítő terhelést természetesen a napi üzemelési idő átlagosan 5-10 %-ában javasolt csak alkalmazni.

Albertson és Parker (1995) továbbá Parker és munkatársai (1995, 1997, 1999) korábbi munkáikban bemutatták, hogy a biofilm vastagság gondos ellenőrzésével egy csepegtetőtestben a nitrifikáció határfoka jelentősen javítható. Emellett csökkenthető a

biofilm esetleges kellemetlen szag kibocsátása is. Az ilyen folyadéköblítés a biofilm vastagság mellett az abban elszaporodó organizmusok, csigák, legyek eltávolítására, lemosására is alkalmas. Ezek a szerzők azt is igazolni látszottak, hogy a mechanikusan működtetett elosztó szerkezet nem jár különösebb előnyökkel a hidraulikusan meghajtott elosztó szerkezettel szemben.

5.8. A csepegtetőtestek levegőztetése

A csepegtetőtesteken kialakuló biofilm biológiai munkájához oxigén szükséges. Ezt az oxigént a csepegtetőtestek szabad térfogataiban áramló levegő biztosítja. Számos kutató megállapította, hogy szinte mindegyik csepegtetőtest típusban, tehát a durva szerves anyag eltávolítóktól egészen a nitrifikáló biofilmes rendszerekig, oxigén limitált környezet alakul ki a szerves anyag, illetve a nitrifikáció tekintetében (Kuenen et al., 1986). Éppen ennek érdekében a folyamatos levegőáramlást vagy ventilációt a csepegtetőtestben egyértelműen biztosítani kell. Ezt biztosíthatja ugyan maga a kéményhatás is egy ilyen rendszerben, de ha ez nem megfelelő, akkor mechanikus levegőztetést, kényszer konvekciót kell ott alkalmazni.

Ez utóbbi egyszerűen biztosítható kisnyomású ventilátorokkal is, melyek folyamatos levegőmozgást biztosíthatnak. Ennek kialakításához azonban elengedhetetlen, hogy a csepegtetőtest alatt megfelelő térkialakítás legyen egyrészt a csepegtetőtestről lecsurgó folyadék összegyűjtésére, másrészt ugyanebből a térből a ventilátorokkal benyomott levegő egyenletes elosztására a csepegtetőtest alatt, biztosítva így az egyenletes feláramlást a töltött térfogatban. A természetes levegőztetés esetén ugyanakkor elengedhetetlen, hogy a csepegtetőtest köpeny részében pontosan a töltet alatti köpenyfelületen megfelelő levegőztető nyílások legyenek kialakítva.

5.8.1. Természetes levegőztetés

A természetes levegőzés, légcsere gyakorlatilag a külső hőmérséklet és nedvességtartalom, valamint a csepegtetőtestben kialakuló hőmérséklet és nedvességtartalom függvénye. A levegő a hőmérséklet emelkedésével kitér, csökkenésével összehúzódik. Ezzel szemben mindig sűrűség csökkentő hatású a levegő páratartalmának növekedése. Ezek a levegő sűrűségének változását eredményezik a csepegtetőtest belsejében. Ha a levegő hőmérséklete a csepegtetőtestben hidegebb, mint a külső levegőtérben, a levegő lefele fog abban áramlani. Fordított esetben a levegő áramlása felfele áramlik. Elméletileg feltételezhetjük, hogy a felfele történő levegő mozgás a kedvezőtlenebb az oxigén átadás tekintetében, hiszen akkor a már kisebb oxigén koncentrációjú levegő találkozik a nagyobb oxigén ellátást igénylő biofilmmel.

A természetes ventiláció a tisztításnál elégtelenné válhat a hőmérséklet kedvezőtlen alakulása esetén. Ilyen alkalmak akár naponta is előfordulhatnak, de szezonálisan is mindenképpen kialakulhatnak. A levegő áramlás leállása a biofilm elégtelen oxigén ellátását eredményezheti. A műanyag töltetes csepegtetőtestek megfelelő levegőztetéséhez, illetve szennyvíztisztításához ezért a következő tervezési szempontokat kell figyelembe venni:

- Mind a csepegtetőtest alatt, mind fölötte, (fedél) megfelelő térfogatok, illetve kiáramlási felületek biztosítása elengedhetetlen.
- A csepegtetőtest alatt a szennyvíz összegyűjtő rendszerétől függetlenül a csepegtetőtestet hordozó felületig kellő tér kell, biztosítva legyen a megfelelő levegő vagy gáz elosztás érdekében.

- A levegő beáramlását biztosítandó, megfelelő búvónyílásoknak, illetőleg szellőztető nyílásoknak kell lenni a csepegtetőtest aljánál.
- Az említett szabad felületek nagysága a csepegtetőtestek esetében nem lehet kevesebb, mint a csepegtetőtest felső felületének a 15 %-a.
- Más tervezési adat javasolja, hogy 1 m² ilyen ventilációs nyílás álljon rendelkezésre minden 23 m² csepegtetőtest felületre.
- Azt is javasolják, hogy 3-4,6 m peremkerületre legalább 0,1 m² ventilációs levegőztető nyílás jusson.
- Bazalt töltetű csepegtetőtestek esetében az alsó levegőztető nyílások össz. felülete soha sem lehet kisebb, mint e csepegtetőtest felületének a 15 %-a.

5.8.2. *Kényszerlevegőztetés*

A korszerű csepegtetőtesteket természetesen mindenképpen kényszerlevegőztetéssel kell ellátni. A csepegtetőtestek légtérében a nyomásesés viszonylag kicsi a magasság függvényében. Általában 1 mm vízoszlop nyomás esést becsülnék minden méter csepegtetőtest magasságra (Grady et al., 1999) A kis nyomásesés így a csepegtetőtest tekintetében viszonylag kis teljesítményű ventilátorok (3-5 kW) alkalmazását igényli. Az alkalmazott ventilátorok nyomásmagassága éppen ezért 1500 mm vízoszlopnál kisebb. A kis nyomásesés az áramlási keresztmetszetekben ugyanakkor egyenetlen áramlás kialakulását is eredményezheti. Ennek a következménye, hogy hatásos levegőelosztó rendszert kell kialakítani a csepegtetőtest fenékrészében az ilyen levegőztetés esetén.

A levegőelosztás eredményeként a csepegtetőtestben általában 1100-2200 m/óra gázsebesség alakul ki. A levegő igényt természetesen a biofilm oxigén fogyasztása határozza meg. Az oxigén igényt a tisztító teljesítményéből pontosíthatjuk. Figyelembe kell ekkor venni, hogy a levegőből az oxigénhasznosítás mindössze csak 2-10 % között lesz csak. A gázáramlás iránya ugyanakkor azt is meghatározza, hogy szükséges-e különösebb tetőzet, fedél a csepegtetőtesteknek. Ha a gáz lefele áramlik, erre nincs okvetlenül szükség. Abban az esetben azonban, ha egyenetlen a gázelosztás, számítani lehet valamilyen bűzképződésre. A környezetből a csepegtetőtest felületére is juthatnak szennyező anyagok, amiért célszerű a csepegtetőtest felületét valamilyen vékony takaró-szűrő réteggel ellátni. Ez utóbbi egyébként speciális védelmet is biztosíthat a töltőanyagnak, a nap UV sugárzásának a hatásával szemben.

5.9. A csepegtetőtestes rendszerek kialakítása

A hőmérséklet és hidraulikus terhelés hatása a csepegtetőtest teljesítményére.

A csepegtetőtestek esetében az anyagátadás, valamint a biológiai reakció, vagy biokémiai reakció sebessége a meghatározó, és ezeket s vele a csepegtetőtest szennyvíztisztító teljesítményét is a biofilmek szerkezete, kialakítása is befolyásolja. A csepegtetőtestekben a tápanyag és oxigén bejutása a biofilm belsejébe, meghatározóan molekuláris diffúzióval történik. Ez általában lassúbb a biokémiai átalakításnál. A biofilm belsejében az anyagtranszportot a kialakuló koncentráció-gradiens eredményezi. Kialakul ilyen koncentráció gradiens az eleveniszapok iszappelyhei környezetében is, azonban ott ezt a már említett, folyamatos pehelymegújulás tulajdonképpen a konvekcióval vegyes anyagtranszporttal alakítja. A biofilmek esetében a konvekció kialakítása csak a felszín közvetlen közelében jöhet szóba. Általában a folyadékfilm a biofilmek felületén lamináris áramlásúnak tekinthető, tehát abban viszonylag állandó koncentráció, elsősorban oxigén és szerves anyag, illetve ammónium koncentráció tud kialakulni. Ugyanakkor a biofilm mélysége fele ez a koncentráció-gradiens folyamatosan csökken, és tápanyag komponensekként is változik az eltérő mikroorganizmusok egyes filmrétegekben kialakuló dominanciája, munkája eredményeként. Ezek következtében mondhatjuk azt, hogy az eleveniszapos rendszerek általában kinetikailag (tehát iszapkoncentráció által), míg a biofilmek a diffúzió által (biofilm felület) limitáltak a tisztító teljesítményük tekintetében (Boltz és Daigger, 2010).

Az alacsonyabb szennyvíz hőmérséklet azzal jár, hogy a levegő jobban beoldódik a vízbe, mint magasabb hőmérsékleten. A biokémiai átalakítás sebessége ugyanakkor a hőmérséklet csökkenésével csökken. A hőmérsékletnek a csepegtetőtest tisztítási teljesítményére csak akkor van hatása, ha a biológiai átalakítás sebessége kisebb, mint a molekuláris diffúzió sebessége. Egyébként az oldott tápanyag lassan tud behatolni a biofilm mélyebb rétegeibe, és ott a biológiai tevékenységet annak megfelelő sebességgel teszi lehetővé.

A csepegtetőtestek jelentős túlhűlésének a BOI_s, vagy szerves anyag átalakítás, eltávolítás tekintetében csökkentő hatása van (Parker és társai, 1999). Ez a hatás a nitrifikáció tekintetében messze fokozottabb. Olyan csepegtetőtesteknél, melyek tisztított víz recirkulációt alkalmaztak, a szezonális szerves anyag eltávolítási hatásokban mintegy 35-40 % változást tapasztaltak. Azoknál a csepegtetőtesteknél, melyeknél nem volt ilyen recirkuláció, csak 10 % ingadozás volt. Ez azt jelenti, hogy a folyadék recirkuláció bizony a hidegebb hónapokban jelentős folyadéklehűlést eredményezett a csepegtetőtestnél. A nitrifikáló szűrőknél ez még jelentősebb változást eredményezett, amiért is a lehűlést mindenképpen csökkenteni kellett a csepegtetőtestek üzemeltetésénél.

Ezt a csepegtetőtestek keresztmetszetének a csökkentésével, magasságának a növelésével, s így a felületi folyadékterhelés csökkentésével lehetett elérni. A csepegtetőtestek befedése, megfelelő szerkezettel történő letakarása, zárása, illetőleg a tető alatti szabad tér magasságának a növelése ugyancsak javítja a csepegtetőtestek üzemelését a téli időszakban. A mechanikus levegőztető rendszerek a levegőztetés szabályozásával hasonló értelemben javítják a téli üzemmenetet. Megállapították azt is, hogy felületi folyadékterhelésnek célszerűen nagyobbak kell lenni 1 l/m²/sec értéknél, hogy azok hatásfoka megfelelő lehessen (Gullicks és Cleasby, 1990).

5.10. Tervezési szempontok

Általános javaslatokat régen lefektettek a csepegtetőtestek tervezésére, azonban fontosnak bizonyult, hogy a mindenkori kivitelező megfelelő mechanikus és villamosmérnökökkel egyeztetve készítse el a végső terveket, illetve építse ki az ilyen rendszereket.

5.10.1. *Folyadék elosztó rendszer tervezése*

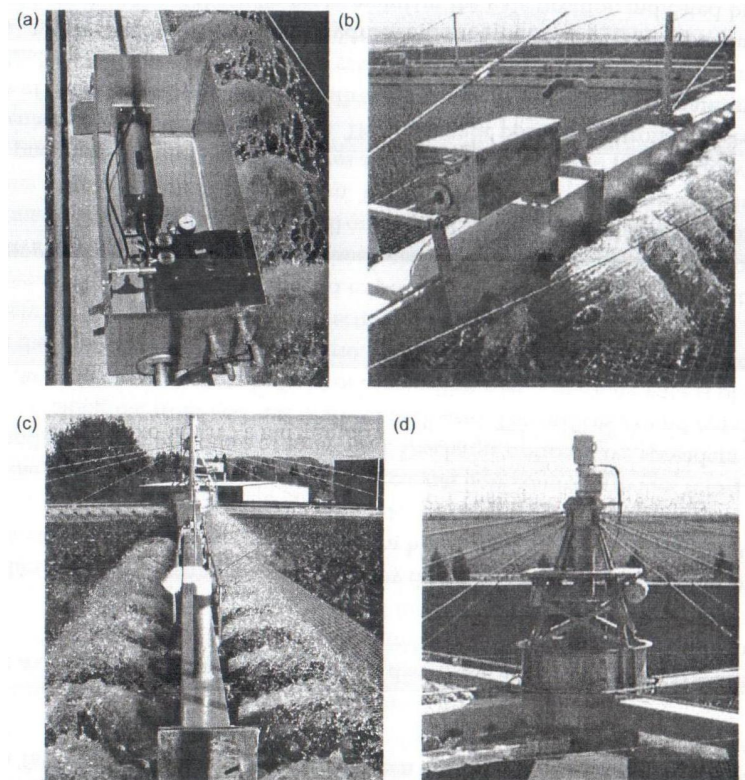
A folyadék elosztásának tervezését megelőzi a megfelelő folyadék feladás tervezése, bár az viszonylag kis csővezeték rendszer, vagy folyadékszállító rendszer kiépítését igényli.

A folyadék elosztásnak a csepegtetőtest felületén célszerűen egyenletesnek kell lenni, azonban a felület locsolását illetően a szakaszos megoldás a kedvezőbb. Ez utóbbi azt igényli, hogy valamilyen ciklikusan mozgó folyadék elosztó rendszer működjön a csepegtetőtest felett, biztosítva ezzel a folyamatos filmnedvesítést, a felszín eltócsásodásának, eldugulásának a megakadályozását, valamint a levegő hasonlóan egyenletes, folyamatos áramoltatását. Folyamatos folyadékterheléssel a biofilm működése sokkal hatástalanabb, hiszen kedvezőtlenebb a biofilm vastagságának a szabályozása. Ilyenkor általában szagképződés jelentkezik a biofilm belsejében. Ez annak a következménye, hogy a biofilm vastagság túlzottá válik, és a hordozó felület közelében a biofilm anaerob rothadása kezdődik meg. Ez a keletkező kénhidrogén miatt jelent problémát, szagképződést. Ez a túlvastagodás egyidejűleg a biofilmet fogyasztó magasabb rendű szervezetek elszaporodásához is vezet.

A csepegtetőtestek tetején a szennyvíz folyadék elosztó rendszere általában úgy kerül kialakításra, hogy az elosztó karokból mind a forgás irányába, mind a forgás irányával szembe is áramoljon ki folyadék. Ez azt jelenti, hogy viszonylag nagyobb felületen oszlik el az egy elmozdulás alatt kiadott vízmennyiség, ugyanakkor mégis lökésszerűen érkezik a töltet felületére, majd folyik azon lefele. Ezután ciklikusan egy nem locsolt időszak következik, amelyik viszont a levegő átáramlásának ad megfelelő lehetőséget. A korszerű csepegtetőtestek szinte kivétel nélkül kör keresztmetszettel kerültek kiépítésre. Ezeknek a felső folyadék elosztó rendszerének a kialakítása már korábbi ábrákon bemutatásra került. Mint azt már megadtuk, az egyes folyadék elosztó karok mintegy 2-10 mm vízborítottságot eredményeznek egy elmozdulás alatt. Ez a locsolási sebesség lényegesen kisebb, mint a nagyobb biológiai terhelések esetére javasolt érték.

Nincs egyébként minimális sebesség előírva a folyadék feladásra, vagy locsolásra, azonban az ilyen hidraulikusan hajtott folyadék elosztók általában 4-20 percenként kerülnek meg a testet, pontosabban mennek körbe a kerülete mentén. Ebből számítható, hogy a minimális órai felületi folyadékterhelés ennek 4-6-szorosa. Mint azonban említettük, ennek is a terhelés növelésével akár az ötszörös értéke is szükségessé válhat.

A locsoló karon megfelelő méretű nyílásokat kell kiképezni a folyadék kiáramlására (**19. ábra**).



19. ábra: Modern, hidraulikusan hajtott forgó elosztó rendszer (a), folyadék mennyiség szabályzó (b), a folyadék kiáramlás az elosztó vezetékéből (c), és az elosztó rendszer központi részének a kialakítása (d).

Ez a nyílás-keresztmetszet vagy méret egyébként a folyadékáramlási sebességekből számolható vissza. Jelentős gondot okoz egyébként a biofilm felületének az egyenletes locsolása, vagy nedvesítése a napi két maximummal rendelkező szennyvíz hozam miatt is. Ha a recirkuláltatott tisztított víz mennyiség elég nagy a beérkező szennyvízhez képest, akkor persze egyszerűbb egy viszonylag egyenletes folyadéklocsolással biztosítani a csepegtetőtest biofilmjének az állandó és egyenletes átnedvesítését. Ellenkező esetben nagyobb problémát jelent a folyadék locsolás szabályozása. Ehhez azonban ma már rendkívül pontosan programozható PLC-eket használnak. A **19. ábra** a megfelelő locsolás kialakítását mutatja különböző megvalósítások esetében.

A csepegtetőtestek esetében, melyek a már említett 8-50 perc/fordulat sebességgel végzik a felszín folyadékkal történő ellátását, a centrifugális erőnek még jelentéktelen hatása van. Ettől függetlenül az ilyen forgó folyadék elosztó rendszer esetében rendszerint a kerület mentén valamilyen speciálisan kialakított vezetőelem biztosítja, hogy a rendszer centrikusan mozoghasson.

5.10.2. A csepegtetőtest anyagának megválasztása

A csepegtető testek megválasztására szükség lehet új berendezések kiépítése esetén, de elképzelhető, hogy egyszerű rekonstrukció is szükségessé teszi új, korszerűbb töltetek, betétek megválasztását. Tudományos megalapozottsággal is elfogadott, hogy a keresztáramlással kialakított csepegtetőtest betétek a kicsi vagy közepes terhelések esetében messze megfelelőbbek, mint a függőleges áramlásúak (Harrison és Daigger, 1987). A nagy terhelések esetében a szerves anyagból keletkező biofilm vastagságának ellenőrzése sokkal nagyobb gondot jelent, és a tisztított szennyvíz minősége könnyen romolhat. Ezért célszerűbb a nagy terhelésű esetekre függőleges átfolyású tölteteket alkalmazni. Mindez persze általános

megállapítás. Arra vonatkozóan nincsenek pontos adatok, hogy milyen terhelés esetében milyen típusú töltetet célszerű alkalmazni, hiszen az a szerves anyag terhelésen túl egyéb tényezőknek is függvénye.

Éppen az ilyen különbség a keresztirányú átfolyást biztosító, és függőleges folyás iránnyal üzemeltethető csepegtetőtest biofilm hordozók között vezette a gyakorlati szakembereket arra, hogy a csepegtető test felső részében egy függőleges átfolyást, míg az alsó részében egy keresztirányú átfolyást biztosító töltet beépítését javasolják. Természetesen a folyás iránya mellett, az adott térfogatban kialakított felületnek is fontos szerepe van a megfelelő biofilm vastagság ellenőrizhetőségében, szabályozhatóságában. A nagyobb sűrűségű, vagy nagyobb fajlagos felületű töltetek ilyen értelemben a kisebb, közepes biológiai terhelések esetére, illetőleg a nitrifikáció szűrők esetében alkalmasak, míg a kisebb fajlagos felület az előtisztító biológiai szűrőknél.

5.10.3. A csepegtetőtest magassága

A kő, vagy kő zúzával töltött csepegtető testekkel napjainkban már nem érdemes foglalkozni, ezért csupán a szintetikus filmhordozók kialakítását tekintjük át. Napjainkban az ilyen szerkezeteket mintegy 5-8 méter magassággal vagy mélységgel építik ki, bár elképzelhető ennél lényegesen nagyobb, mintegy másfélszer ekkora magasság is. A probléma a magasság növelésével az, hogy 9 m-es magasság fölött már annyira egyenetlenné válhat a folyadék eloszlás a csepegtető test belsejében, hogy a folyadék újra elosztásáról kellene gondoskodni annak érdekében, hogy a biofilm vagy biofilm hordozó egységesen legyen nedvesítve, annak minden felülete hatékonyan működhessen.

A csepegtető testek magasságának megválasztását egyébként a helyi adottságok is alapvetően befolyásolják. A magasság függvényében lényegesen változik a szivattyúk teljesítményigénye és változik az egész rendszer ellenőrzésének a viszonylagos költségigénye is. A magasabb csepegtetőtesteknek egyébként nincs semmilyen előnye a biológiai tisztítás hatékonyságát illetően. Minél magasabb azonban egy csepegtetőtest, annál kisebb fajlagos folyadékmennyiséggel biztosítható a folyamatos biofilm nedvesítés. A magasabb csepegtető testekben, melyek ráadásul nagyobb szerves terheléssel is üzemelnek, elképzelhető az oxigén hiány kialakulása a biofilm belsejében. Ezt azonban megfelelő mesterséges levegő áramoltatással mindenképpen el lehet kerülni.

Mint már a korábbiakban is megállapításra került, a csepegtetőtestek folyadékterhelésének, tehát nedvesítésének van egy kritikus alsó értéke, amelyet $0,5 \text{ l/m}^2\text{sec}$ értéknek tekintenek. Ennél nagyobb folyadék terhelés mindenképpen javítja a tisztító teljesítményt.

A szintetikus csepegtetőtest töltet, vagy műanyag töltet általában valamilyen kocka vagy egyéb formában előre gyártott blokkokban kerül a csepegtetőtestbe beépítésre. Az általánosan elfogadott blokkméret $0,6 \times 0,6 \times 1,2 \text{ m}$ körül szokott lenni. Maga a töltet gyártható polivinilkloridból, tehát PVC-ből, valamint polietilénből és polipropilénből egyaránt. Fontos, hogy ezek a töltőanyag blokkok, behelyezve a csepegtető testbe, illetőleg megterhelve az adott folyadék és biofilm mennyiséggel megfelelő mechanikus szilárdsággal rendelkezzenek. Ez egy önhordó kapacitást jelent. A műanyag töltetre egyébként mintegy 20 éves élettartamot garantálnak a gyártók. Az újabban kialakított csepegtetőtestes betétek talán még ennél tovább is stabilak maradnak.

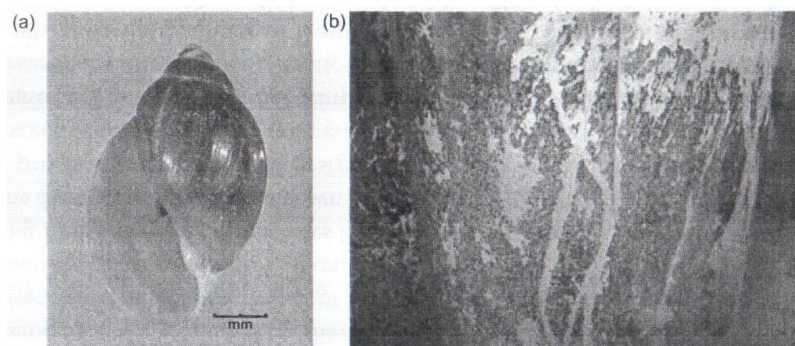
Ami gondot jelenthet, az a műanyagból történő lágyító kioldódás, veszteség, ami annak mechanikus tulajdonságait lényegesen befolyásolhatja. Szerencsére a csepegtető testekben a hőmérséklet nem különösebben magas nyári üzemeltetési időszakban sem, ami végül is korlátolt kioldódást eredményez ilyen tekintetben. Olyan esetben, amikor az ilyen csepegtető testek felhasználása rendkívül meleg környezetben szükséges, célszerű megfelelő hőszigetelésről, árnyékolásról, pontosabban napsugárzás elleni védelemről gondoskodni, illetőleg gondosabban ellenőrizni kell a műanyag töltet mechanikai stabilitását.

5.10.4. *A csepegtetőtestek folyadék- locsolásának biztosítása.*

A legtöbb csepegtető test folyadék ellátását állandó szállító teljesítményű centrifugális szivattyú biztosítja. Ebből következik, hogy a változó szennyvíz hozam és biológiai terhelés eredményeként egyszerűbb a folyadéklocsolást stabilizálni, miközben a tisztítóra érkező szennyező anyag mennyisége eléggé jelentősen változhat. Ez a tisztított szennyvíz minőségében is jelentkezhet, azonban mivel a csepegtetőtest után mindig el kell távolítani a biofilmből leszakadó részeket a szennyvízből, s az utóülepítő ezt a vízminőség ingadozást elég jól kiegyenlíti.

5.10.5. *A csepegtetőtestek makrofauna okozta üzemeltetési zavarai*

Ezek magasabb rendű konzumáló szervezetek, és azok lárvái. Jelenlétüknek van kedvező hatása is a kialakuló biofilm tovább feldolgozásában, hasznosításában, de mértéktelen elszaporodásuknak jelentős hátránya is lehet (Curds és Hawkes, 1975; Solbe et al., 1967). Sok esetben így nagyon kedvező hatásuk volt a szerves anyag eltávolításban, ugyanakkor a nitrifikáció a tisztításnál romlott. Ettől eltérő eseteket is tapasztaltak, amikor mindkét szennyező anyag eltávolítása viszonylag kedvezően alakult. Általánosan elfogadott, hogy ezek a szervezetek csökkentik a szennyvíziszap hozamát, illetőleg javítják az iszapnak az ülepíthetőségét. Ezzel szemben túlszaporodva a biofilm túlzott elpusztítását okozhatják, sőt a befejező, jó bioflokulációt eredményező iszapkontaktnál a levegőztetést ronthatják, s az ülepítőkből iszapadok kialakulását, a szivattyúknál azok károsodását eredményezhetik. A legyek lárváinak, a csigáknak, mindenképpen kedvezőtlen hatása, hogy a csővezetékben eldugulásokat okozhatnak, a víztelenítő berendezéseknél, például a szalagszűrőknél a szalagnak a meghibásodására vezethetnek. A tisztított szennyvízben is benne maradhatnak, pontosabban bomlástermékeik oda kimosódhatnak, amivel annak a tisztaságát ronthatják. A **20. ábra** ilyen csigát mutat, amely a biofilm fogyasztásával táplálkozik.



20. ábra: Tipikus csiga, amely a csepegtető test iszapjával táplálkozhat (a), a műanyag biofilm hordozó felületén kialakuló mozgásának a nyoma (b).

Fokozott gondot okozhatnak ezek a szervezetek, ha a csepegtetőtestet valamilyen eleveniszapos tisztítással kombináltan alkalmazzák. Ilyenkor az eleveniszapos rendszer levegőztető rendszerét károsíthatják, illetőleg gyakorlatilag teljesen be is települhetnek a levegő elosztó tányéért. Hasonló gondot okozhatnak az ülepítők zsompjaiban különleges „csigapadok kialakulásával”. Ezeket fizikai és kémiai módszerekkel is igyekeznek kiküszöbölni.

Néhány üzemeltető korábban érzekelte, hogy a legyek eltávolítására, s velük lárváik számának csökkentésére az időszakos elárasztás, anaerob környezet eredményes. Ehhez, illetőleg a biofilm részleges lemosására lehet bevetni tehát egy időszakos jelentősebb hidraulikus terhelést, illetőleg kritikus esetekben valamilyen vegyszerek egyidejű alkalmazását a túlszorodásuk megakadályozására (Lee and Welander, 1994). A legegyszerűbb megoldás egy kis lúgos kezelés lehet, amit persze fokozni lehet valamilyen klór tartalmú vízzel, hipóval történő jelentősebb mérgezéssel. A baj ilyenkor az, hogy a mérgek nem csak a magasabb rendű szervezetekre mérgek, hanem a hasznos mikroorganizmusokat is mérgezik. Szóba jöhető megoldás lehet a hidraulikus terhelés növekedése mellett az is, ha fokozottan elárasztják vízzel a csepegtetőtest felületét, miközben fokozott vegyszeradagolással, pl. ammónium, vagy nátriumhidroxiddal történő pH állítással kombinálják azt (Everett et al., 1995; Parker et al., 1997). Az ammónium megfelelő pH-nál szabad ammónia formájában károsítja ezeket a szervezeteket.

Abban az esetben, ha a folyadék elosztó karok forgásának a sebességét csökkentik, az nagyon megnövelheti a hirtelen történő folyadékadagolást, növelve ezzel a biofilm lemosását, illetőleg az azon szaporodó csigák lemosásának a lehetőségét is. Ezt azonban csak időszakosan célszerű alkalmazni, hiszen a folyamatosabb folyadék elosztás javítja biofilm nedvesítését, és ezzel növeli a szennyvíztisztítás hatékonyságát.

Esetenként olyan csepegtetőtestes rendszerek kialakítására is sor került, ahol biztosították a folyadék elvezetés teljes elzárását, pontosabban a csepegtetőtest feltöltését folyadékkal. Ez ugyanazt jelenti, mint annak a teljes elárasztása, amely abban a kedvezőtlen szervezetek elpusztítását eredményezheti. Elképzelhető ez megfelelő visszamosás, vagy vegyszeres mosás kombinációjával is. Parker és társai (1997) megállapították, hogy a lúgos kezelés 9-es pH esetén a lárvák 76 %-át, míg 10-es pH-nál a 99 %-át tudta eltávolítani. A csigák eltávolítására az elárasztás, és azt követő visszamosás lehet hasznos. Ugyancsak Parker (1998) mérései alapján 4 órás ilyen elárasztás 9-es pH-jú lúgos vízzel a csigák mennyiségét a 2/3-ára csökkentette, miközben a nitrifikáló biofilm nem károsult, és igen rövid időn belül visszanyerte nitrifikáló teljesítményét. A nitrifikálók tehát ilyen pH esetén csak reverzibilis mérgezést szenvedtek.

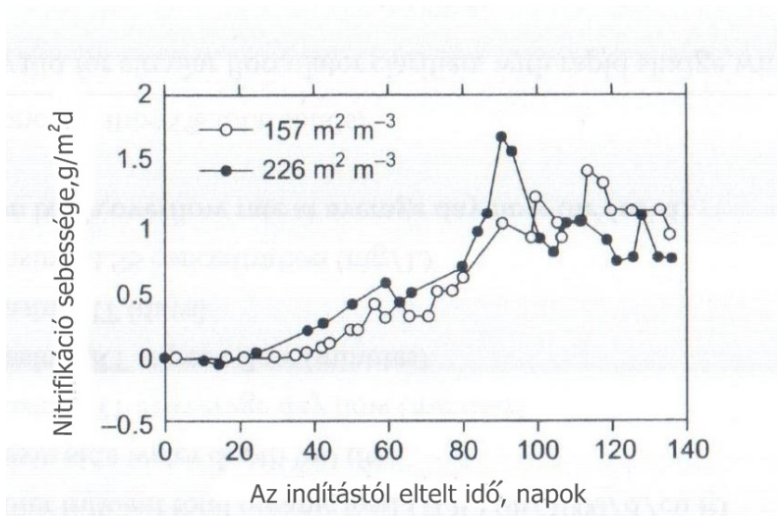
Az ilyen egyszerűbb kezelés mellett kritikus esetekben kalciumhipoklorittal történő kezelést is bevetettek már a károsítók eltüntetésére. Hasonlóan alkalmaztak már rézszulfáttal történő kezelést is, amely egyébként az algák esetében is nagyon hatásos a gyakorlatban.

5.11. Csepegtetőtestek tisztítók üzemindítása

A csepegtetőtestes tisztító indításánál a biofilm kialakulásához megfelelő időre van szükség. Nagyszámú vizsgálattal bizonyították, hogy a csepegtetőtest indítását követően a mikroorganizmusok szaporulata egy S alakú görbe szerint változik. Ez azt jelenti, hogy a kezdeti időszakban viszonylag lassú a biofilm feltapadása és szaporulata a biofilm hordozón, melyet azután egy exponenciális szakasz követ. Ez a szaporodás az állandósuló harmadik stádiumban egy állandó értékre áll be. Ez utóbbi természetesen a mindenkori környezeti

viszonyok, folyadék és biológiai szerves anyag terhelés függvénye. Érdekes jelenség, hogy a tisztító indításának kezdetén a szerves tápanyagok egy része igen nagy sebességgel adszorbeálódik a hordozó felületére. Ezt követően indul meg a baktériumok megtapadása a biofilm felületén. Kezdetben lassúbb, majd egyre fokozódó sebességgel. Valószínűsíthető, hogy a megtapadást a sejtek által termelődő extracelluláris poliszacharid gyorsítja, mely egyrészt növeli a megtapadás sebességét, másrészt javítja az abban történő tápanyagi mobilizációt, ott történő hidrolízist, s bakteriális sejtek jobb tápanyagellátása révén azok szaporodását.

Thörn és társai (1996) végeztek vizsgálatokat arra vonatkozóan, hogy hogyan is stabilizálódik egy nitrifikáló biofilm, illetőleg a nitrifikáló teljesítmény a hordozó felületén. Vizsgálataik eredménye a **21. ábrán** látható.



21. ábra: A nitrifikációs sebesség és biomassza akkumuláció kísérleti üzemű nitrifikáló csepegtető testek indítása folyamán. (Thörn és társai (1996)).

Thörn és társai (1996) a különböző fajlagos felületű csepegtető test, vagy biofilm hordozó esetére hasonló megtelepedést és elszaporodást figyeltek meg. Más kutatók a 2000 utáni években ezt próbálták pontosítani olyan értelemben, hogy nem csak az elfolyó víz minőségét vizsgálták, hanem a különböző mélységekben kialakuló vízminőség és iszapmennyiség változását is. Bár a különböző zónákban a biológiai átalakítások valamelyest eltérnek, az eredményeik megegyeztek a korábbi, Thörn és társai által végzett vizsgálatok eredményével. Megállapították, hogy a csepegtető testek indítását követően a nitrifikáció csak mintegy 1 hónap után alakul csak ki. A maximális szerves anyag és nitrogén átalakítás csak 2-3 hónap után várható. A maximális teljesítmény elérése után a rendszer hatásfoka valamelyest visszaesik, de nem sokkal marad el a maximálistól. A nitrifikáció a biofilmekben sokkal lassabban alakul ki, mint a szerves anyag oxidáció. A szerves anyag eltávolítás már az indítást követően néhány nap múlva megkezdődik, jelentkezik, azonban csak több idő elteltével válik dominánssá. Stenquist és társai (1974) vizsgálatai alapján kedvező tápanyagellátás és üzemeltetés esetén a szerves anyag eltávolítás gyakorlatilag már másfél hét után elérheti maximumát. Ez nyilvánvalóan a szerves anyag és nitrogénterhelés arányától függ. Az utónitrifikáló csepegtetőtestekben gyorsabban kialakul a nitrifikáló biofilm, míg a nagy szerves anyag terhelés esetén ez akár ki sem alakulhat.

Néhányan javasolták az üzemindításra azt is, hogy az indítás szakaszában rövid ideig eleveniszapot cirkuláltassanak a csepegtető testen keresztül, ami valamilyen iszap megtapadást eredményezhet azon. Ez azonban nem biztos, hogy hatásos, mert igen erős

versengés alakulhat ki a biofilm és a lebegve növekedő eleveniszap mikroorganizmusai között a tápanyagért. Talán fokozott hatás lenne elérhető, ha ilyenkor a biofilmeket, vagy magát az indítást valamilyen speciális nitrifikáló kultúrával történő beoltással próbálnák gyorsítani.

Thörn és társai (1996) **21. ábrán** látható adataiból mindenképpen megfigyelhető, hogy a nitrifikáló csepegtetőtestben mintegy 1 g N oxidáció/m²/nap nitrifikációs teljesítmény alakulhat ki úgy 3 hónapos beüzemelési idő után. A biofilmként kialakuló iszaptömegre vonatkozó egyidejű méréseik alapján, a csepegtetőtest felületén az ilyen teljesítménynél mintegy 15 gramm/m² iszap szárazanyagának megfelelő biomassza mennyiséget mértek. Ezt a mennyiséget átszámolva egy 100 m²-es fajlagos felületű csepegtető testre, megállapítható, hogy egységnyi térfogatában mintegy 1,5 gramm/l eleveniszap koncentrációnak megfelelő biomassza alakul ki. Ha a felületet lényegesen megnöveljük, tehát a mai nagy felületű csepegtető testekre gondolunk, ennek akár a kétszerese is kialakulhat, ami viszont már eléggé megközelíti az eleveniszapos rendszerek szennyvíziszap koncentrációját.

5.12. Kombinált csepegtető testes, eleveniszapos megoldások

Az ilyen kombinált rendszereket mindenképpen csak az egyes részfolyamatok működésének figyelembe vételével lehet megtervezni. A csepegtetőtestes tisztítás angol nevének a rövidítése betűszóval TF (Trickling Filter). Az eleveniszapos részé viszont a lebegő formában növekvő (Suspended Growth) biomasszára utaló betűszó, az SG. Az utóbbi egy változata az ugyanazt jelentő SC (vagy szolid kontakt), mint azt már korábban megismerhettük. Kombinációknak számos változata lehet, melyek gyakorlatilag próbálják mindkét rendszer előnyeit hasznosítani valamilyen mértékben. A változatok között vannak olyanok, melyek elkülönítve üzemeltetik a biofilmet és az eleveniszapot, vannak olyanok, melyek visszaforgatják a csepegtető testre az eleveniszapot, és ilyen értelemben kombináltak (Harrison és társai, 1984; Boltz et al., 2006).

Legtöbb TF/SG megoldás persze külön reaktorokat alkalmaz egymás után kapcsolva, rendszerint előbb a biofilmes reaktort, majd befejezésképpen az eleveniszapos reaktort. Végül mindig utóülepítővel kell befejezni a tisztítási folyamatot. Ez a kombináció ezen belül végül is a befejező eleveniszapos megoldás típusától függően csoportosítható. Ezeket a kombinációkat mutatja a **4. táblázatban**. Amikor az úgynevezett eleveniszapos rendszer, vagy lépcső az eljárás végén csak mintegy bioflokulációs feladattal bír, igen korlátozott szerves anyag oxidációval rendelkezik, a megoldást csepegtetőtest / szolid kontakt (TF/SC) folyamatnak nevezik. Az összes többi csepegtetőtestes - eleveniszapos kombinációt TF/SG megoldásnak tekinthetjük, amennyiben az utolsó lépcsőben kiépített eleveniszap jelentős szerves anyag oxidációs feladatot is ellát. Abban az esetben, ha a csepegtető test viszonylag kicsi a teljes rendszerben, csepegtetőtestes előtisztításról beszélhetünk, melyet követően egy lényegesen nagyobb eleveniszapos reaktor (SGR) kell, hogy legyen (Grady et al., 1999). Hogy végül is a két egység közül melyiknek mennyi legyen a teljesítőképessége, ez esetenkénti gazdasági megfontolás kérdése. Gyakorlatilag az is kivitelezhető, hogy a két lépcső között egy ülepítőt építenek be, ezt az esetet azonban inkább több iszaplépcsős megoldásnak tekinthetjük. Ilyenkor a két folyamat nem kapcsolódik össze, hanem csak mintegy követi egymást.

4. táblázat: Különböző csepegtető testes, eleveniszapos kombinációjú eljárásokra alkalmazható tervezési irányelvek

Paraméterek	Tervezési irányelv	
	Tartomány	Átlagos érték
Eleveniszapos bioszűrő (műanyag csepegtetőtest)		
Fajlagos iszapfozom (mg iszap szervesanyag /mg BOI ₅ eltávolított).	0,7-0,9	0,7
Hidraulikus terhelés (m ³ /m ² /nap)	47-293	82
Csepegtető test szerves anyag terhelése (TOL) (kg/m ³ /nap)	0,2-1,2	0,5
Utóülepítő felületi terhelése (m ³ /m ² d)	33-49	41
Utóülepítő fenékszap koncentrációja (% összes szilárdanyag tartalom)	0,6-1,2	1
Csepegtető test/szolid kontakt (TF/SC) (műanyag töltet)		
Fajlagos iszapfozom (mg szerves anyag/mg BOI ₅ eltávolított)	0,7-0,9	0,7
A csepegtető test hidraulikus terhelése (m ³ /m ² d)	5,9-117	59
A csepegtető test szerves anyag terhelése (TOL) (kg/m ³ d)	0,3-2,1	1,3
Az eleveniszapos medence vízmélysége (m)	3,7-6,1	4,9
Az eleveniszapos medence HRT átlaga (perc)	10-60	45
Az eleveniszapos medence HRT-je csúcs vízhozamnál (perc)	10-60	20
Az eleveniszapos medence iszapjának iszapkora (nap)	1-2	1,5
Az eleveniszapos medence eleveniszap koncentrációja (mg/l)	1500-3000	2200
Az utóülepítő felületi terhelése csúcsteljesítésnél (m ³ /m ² /nap)	48,9-73,4	32,6
A recirkuláltatott iszap koncentrációja (% szilárdanyag tartalom)	0,6-1,2	0,8
Az előtisztító biofilter/eleveniszapos rendszer jellemzői		
Fajlagos iszapfozom (mg szerves anyag/mg BOI ₅ eltávolított)	0,8-1,2	1
A csepegtető test hidraulikus terhelése (m ³ /m ² d)	47-293	60
A csepegtető testre érkező szerves anyag terhelés (TOL) (kg/m ³ d)	1,2-4,8	2,4
A levegőztető medence vízmélysége (m)	3,7-6,4	5
A levegőztető medence hidraulikus tartózkodási ideje átlagos értékben (perc)	30-240	120
Az eleveniszapos medence HRT-je csúcsteljesítménynél (perc)	10-40	30
Az eleveniszapos medence iszapjának iszapkora (SRT, nap)	1-8	3
A levegőztető medence eleveniszap koncentrációja (mg/l)	1500-6000	2500
Az utóülepítő átlagos felületi terhelése (m ³ /m ² h)	0,8-1,6	1,4
Az iszapkoncentráció a medencefenéken (% szilárdanyag tartalom)	0,6-1,2	0,8

* A feltüntetett értékek csakis megfelelő kör alakú iszapflokulátorral működő ülepítő esetén érvényesek, amikor az iszap eltávolítás kis iszap szint mellett történik.

A csepegtetőtestek közismertek a jó energia hatékonyságukról, kis fenntartási költségeikről, és arról, hogy a lökészerű terheléseknek viszonylag jól ellenállnak. A tervezők úgy találták, hogy egy ilyen nagyon ingadozó terhelést biztosító csepegtetőtest az eleveniszapos utótisztítással, sokkal jobb minőségű tisztított víz elérését teszi lehetővé, mint az egyes részfolyamatok önmagukban. Általánosan jellemző, hogy az ilyen csepegtetőtest és eleveniszapos kombináció esetén a csepegtetőtestes első lépcsőnek nagy terhelése van, míg a befejező eleveniszapos rendszer csak egy mérsékelt terhelésre van beállítva. Az eleveniszapot esetenként levegőztetéssel, esetenként nélküle forgatják vissza az utóülepítőből az eleveniszapos rendszerbe.

5.13. Aktivált biofilterek (ABF)

Az aktivált biofilterek (ABF) egy mérsékelt terhelésű szennyvíztisztító típus volt. Ebben a tisztítóban az iszap gyakorlatilag a csepegtetőtesten volt eleveniszapos formában, miközben folyamatosan átáramlik azon. Az utóülepítőből visszaforgatták az iszapot a csepegtetőtestre. Az ilyen csepegtetőtesteknél szükségszerűen erős szerkezetnek kellett lennie a biofilm hordozónak. Általában műanyag vagy fenyőfa elemekből kiépített csepegtetőtest jöhetett szóba. A gyakorlatban azt tapasztalták, hogy az ilyen megoldásnál az iszap ülepedhetősége, vagy tisztító, szűrő hatása nagymértékben javul. Tulajdonképpen azt feltételezték a tervezők, üzemeltetők, hogy az iszapindex azért csökken jelentős mértékben, mert viszonylag jó a mikroorganizmusok tápanyag-ellátottsága, tehát az F/M, (Food/Microorganism) arány, és a diszpergált rendszer is dugószerűen áramlik a csepegtetőtestben, amely a heterotróf mikroorganizmusok közül a flokkuláló formátumúaknak kedvez a szaporodást illetően. Ennek megfelelően a fonalasok az ilyen rendszerekben visszaszorulnak.

Bár a kisterhelésű rendszerek jól üzemeltek ezzel a megoldással, a lakossági szennyvizek tisztításánál a tisztított víz minősége esetenként kívánni valót hagyott maga után, meglehetősen ingadozó volt. Az ilyen tisztításban alkalmazott 0,9-1,6 kg BOI₅/m³d szerves anyag terhelés mellett bizony az ilyen biofilterek nem tudták stabilan biztosítani a 30 mg/l-es elfolyó víz BOI₅ illetve lebegőanyag koncentráció határértéket. A csepegtető test / szolid kontakt (TF/SC) megoldások ezzel szemben az ilyen rendszerek teljesítményének a 1,5-2-szeresével is stabil elfolyó vízminőséget, vagy határérték kielégítést biztosítottak. Az eleveniszappal terhelésű csepegtető test ilyen értelemben egy téves, vagy nem kedvező megoldásnak bizonyult. Ezen túl a hideg időszakban is jelentős problémák jelentkeztek az ilyen eleveniszapos biológiai szűrők üzemeltetésénél.

5.14. Csepegtető test / szolid kontakt (TF/SC) megoldások.

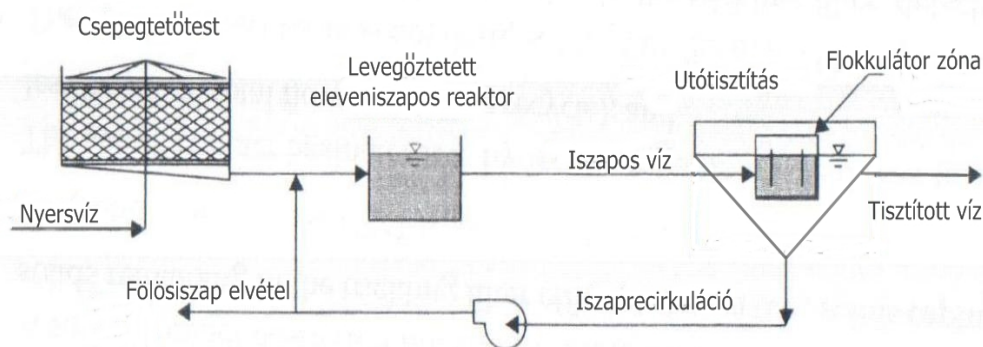
A lakossági szennyvizek esetében a szerves anyag jelentős része kolloid méretű. A legtöbb biofilmes szennyvíztisztító megoldás nagyon gyenge bioflokkulációs teljesítménnyel rendelkezik (Boltz és La Motta, 2007). Ezért a csepegtetőtest / eleveniszap megoldás (TF/SC) szerencsésen ötvözi a két lépcső előnyeit. A csepegtetőtesten a lassan bontható, illetve finom részecske formában jelen lévő szennyező anyagok részben átjutnak, melyet azután az eleveniszapos rendszer biztonsággal el tud távolítani a vizes fázisból. Az ilyen kombinált rendszerek a következő elemekből épülnek ki.

- 1) valamilyen, többnyire műanyag töltetes csepegtető test,
- 2) levegőztetett, eleveniszapos medence, vagy visszaforgatott szennyvíz levegőztetve, vagy levegőztetés nélkül,
- 3) többnyire kör keresztmetszetű flokkulátoros utóülepítő, megfelelő iszap eltávolítással.

Megállapítást nyert az üzemeltetés során, hogy az ilyen kombinációban az oldott BOI₅ döntő része a csepegtetőtest biofilmjében kerül eltávolításra, hasznosításra. Az utóülepítőből visszaforgatott iszap a csepegtető test elfolyó vizébe kerül bekeverésre. Az eleveniszapos, szolid kontaktnak nevezett medence (SC) a csepegtetőtestről elfolyó vízben maradó lebegő szennyezőanyag eltávolítására szolgál. Ez mintegy a túlzottan kicsi méretű szilárd részecskék rögzítése, megtapasztása, adszorpciója az eleveniszapban. Az ilyen kombinációnál az iszapkor az eleveniszapos rendszerben 2 napnál kisebb értékű. Ez azt is jelenti, hogy a hidraulikus tartózkodási idő ebben az eleveniszapos részben csak mintegy egy óra, vagy annál

is kevesebb a recirkulációval számolt folyadékáramra vonatkoztatva. Az eleveniszapos befejező lépcsőt általában nem tervezik nitrifikációra, bár előfordulhat, hogy a nitrifikáló biofilm leszakadása miatt az eleveniszap jelentős nitrifikációs kapacitással rendelkezik. Az eleveniszapos medence térfogata ilyenkor általában csak a megfelelő szeparált csepegtetőtest rendszer térfogat igényének az 5-20 %-a.

A csepegtetőtest / eleveniszap kombinációs megoldásnak több változata ismeretes. Az alapmegoldás csak a csepegtetőtestről érkező finom lebegő anyagnak az eleveniszapos medencében pelyhekbe történő rögzítésére szolgál, amely azután az utóülepítőben kerül eltávolításra. Ezt a megoldást iszaprecirkulációval építik ki az eleveniszapos medencébe. Ez növeli a bioflokuláló rendszer flokkuláló kapacitását (**22. ábra**).



22. ábra: A TF/SC alapkiépítése (Parker és Merill, 1984).

Más megoldás lehet, ha az iszapadszorpció egy nem levegőztetett iszapkontakttal történik a csepegtetőtest után. Lényegesen hatásosabb azonban az alapmegoldás. A két megoldás kombinációja, amikor nem levegőztetett iszapkontakt és a leülepedett iszap levegőztetése is be van építve a technológiába. Ez a két medencével költségesebb kiépítést igényel.

A levegőztetés nélküli bioflokuláció ritkán alkalmazott, mert időnként elégtelen az iszapadszorpció. Az alapmegoldást akkor kedvelik, ha a csepegtetőtestnek nagy a szerves anyag terhelése, és ennek következtében az elfolyó vízben még jelentős oldott szerves anyag marad. Ilyenkor ennek az eltávolítására még bőven adódik lehetőség az eleveniszapos medencében. A harmadik változatot akkor alkalmazzák, amikor célszerűbbnek tűnik egy nagyobb eleveniszap kapacitás, ajánlottan nagyobb iszapkor biztosítása a maradék szerves anyag eltávolítására a csepegtetőtestet követően. Ez nagy biztonságot adhat igen változó vízhozamok, lökésszerű eső hatások kivédésére. (Parker és Bratby, 2001)

Kavicsal töltött csepegtetőtestek esetében a TF/SC megoldás igazolta, hogy 0,4 kg BOI₅/m³d terhelésig megfelelő elfolyó víz minőséget képes biztosítani az eleveniszapos utótisztítással. Ilyen tisztítóknál 0,9 kg BOI₅/m³d szerves anyag terhelés esetén is elérhető volt a 15-19 mg BOI₅/l körüli koncentráció a tisztított vízben. Műanyag töltetes csepegtetőtestek esetében ezzel szemben 0,2-2,1 kg BOI₅/m³d terhelés tartományban is kitűnő tisztítás volt elérhető a TF/SC kombinációval. Ennek a megoldásnak a kis terhelésű változata természetesen szerves anyag eltávolítást és nitrifikációt is biztosítani tudott (Parker és Bratby, 2001). A terhelés növekedésével értelemszerűen a csepegtetőtestről távozó tisztított folyadék lebegőanyag tartalma arányosan növekedett a csepegtetőtest szerves anyag terhelésével.

A keresztirányú átfolyással rendelkező műanyagöltetes csepegtetőtestek esetében 1,3-1,8 kg BOI₅/m³d terhelés tartományban már jelentős lesz az iszap berothadásából jelentkező

szagterhelés. Az ilyen csepegtetőtestekben keletkező szag egyébként jelzi az adott egység terhelhetőségének határát is. Ha ez mégis előfordul, célszerű megfelelően befedni a csepegtetőtestet, kellő kényszer konvekcióval levegőztetni, és netán a gáz tisztítására is sor kerülhet.

Az eleveniszapos egység hidraulikus tartózkodási ideje ilyenkor 10-60 perc között változhat. Parker és Bratby (2001) hangsúlyozottan ajánlották, hogy a levegőztető medencében az oxigén koncentrációja ne legyen kisebb 2 mg/l értéknél a folyadékfázisban. Más kutatók ugyanakkor megfigyelték, hogy a levegőztetés mértéke és minősége jelentős hatással van az eleveniszapos egység utóülepítőjéből elfolyó víz lebegőanyag tartalmára. A finom buborékos diffúzoroknál jelentősebb lebegőanyag kihordást tapasztaltak, míg a nagyobb méretű buborékokkal történő levegőztetésnél az elfolyó víz lebegőanyag tartalma kisebb lett. Azt is hasznosnak találták, hogy az eleveniszapos egység iszapkora ne növekedjen túlzottan, maradjon az valahol az 1,-1,5 nap között.

Fontosnak találták a levegőztetés intenzitását is a buborékméret mellett. Egyidejűleg a levegőztető és utóülepítő kialakítása is jelentős hatással volt a lebegőanyag kihordásra. Úgy találták, hogy mintegy 20 perc körüli idő is elegendő lehet az eleveniszapos medencében, és az iszapforgatást is eléggé mérsékelni lehetett (mintegy 50 %-ra). Az is fontos szempontnak bizonyult, hogy a flokkulátor henger átmérőjét a teljes ülepítő átmérőnek a 32-35 %-ára válasszák meg. Ez nyilvánvalóan a feláramlási sebességet befolyásolta lényegesen, a flokkulációs idő mellett.

A flokkulátoros utóülepítők rendszerint mélyebbek a hagyományos utóülepítő egységeknél. Az oldalfaluk rendszerint 5,5-6 méter, szemben az előzőek, 3,5-4 m-es falmélységével. Ez a térfogat többlet az iszapbetárolás biztosítására tulajdonképpen lehetővé teszi, hogy a nedves, nagyobb vízhozamú időszakokban is jól tudjon az utóülepítő működni (Parker és társai, 1996). Azt is megfigyelték, hogy az ülepítő medence fenekén kialakított iszapkotró mechanizmus is jelentősen segíti az iszap sűrűsödését, illetőleg csökkenti az iszaptömeg növekedésével fellépő iszapkihordás kockázatát lökésszerű, nagy vízhozamoknál.

A TF/SG, vagy TF/SC egy megnövelt eleveniszapos kapacitással rendelkező változata is beüzemelésre került, pontosan azért, hogy a rendszernek a teljesítményét, kapacitását összességében még nagyobbra lehessen növelni. Ennek a megoldásnak olyan változatát is kialakították, amikor a csepegtetőtest és eleveniszapos egység között egy közbülső ülepítőt építettek be. Ezzel elérhetővé vált, hogy a csepegtetőtestben keletkező iszap, amely nagy terhelés esetén egy stabilizálatlan iszap, ne terhelje az azt követő eleveniszapos egységet. Az utóbbinak ilyenkor nyilván sokkal kisebb lett az oxigén igénye, illetőleg ezzel üzemeltetési, beruházási költségmegtakarítás volt elérhető. Ezt persze nem biztos, hogy a közbülső ülepítő költségigényét kompenzálni tudta. Éppen emiatt ez a megoldás sem terjedt el különösebben a gyakorlatban. Az igazán nyerő a csepegtető test / eleveniszap, tehát TF/SC megoldás volt.

Hivatkozások

- Albertson, O.,E. (1995) Excess Biofilm Control by Distributor-Speed Modulation. *J. Environ. Eng. (Reston, Virginia)*, 121 (4), 330-336.
- Aspegren, H. (1992) Nitrifying Trickling Filters, A Pilot Study of Malmö, Sweden. Malmö Water and Sewage Works; Malmö, Sweden.
- ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1983) German ATV Regulations-A135. Grundsätze für die Bemessung von einstufigen Tropfkörpern und Scheibentauchkörpern mit Anschluwerter über 500 Einwohnergleichwerten. D-5205, St. Augustine, Germany (in German).
- Boller, M., Gujer, W. (1986) Nitrification in Tertiary Tricking Filters Followed by Deep Filters. *Water Res.*, 20, 1363-1373.
- Boltz, J. P., Daigger, G. T. (2010) Uncertainty in Bulk-Liquid Hydrodynamics Creates Uncertainties in Biofilm Reactor Design. *Water Sci. Technol.*, 61 (2), 307-316.
- Boltz, J. P., La Motta, E. J., (2007) The Kinetics of Particulate Organic Matter Removal as a Response to Bioflocculation in Aerobic Biofilm Reactors. *Water Environ. Res.*, 79, 725-735.
- Boltz, J.P.; La Motta, E.J. Madrigal, J.A. (2006) The Role of Bioflocculation on Suspended Solids and Particulate COD Removal in the Trickling Filter Process. *J. Environ. Eng. (Reston, Virginia)*, 132 (5), 506-513.
- Curds, C. R.; Hawkes, H.A. (1975) *Ecological Aspects of Used-Water Treatment*, Vol. I, Academic Press: London, United Kingdom.
- Everett, J. W., et al. (1995) Solwing Sown a Snail's Pace, *Oper. Forum*, 20-22.
- Grady, L. E., Daigger, G.T.; Lim, H. (1999) *Biological Wastewater Treatment*, 2nd ed.; Marcel Dekker: New York.
- Gujer, W., Boller, M. (1986) Design of a Nitrifying Trickling Filter Based on Theoretical Concepts. *Water Res.*, 20, 1353-1362.
- Gullicks, H. A., Cleasby, J.L. (1990) Cold-Climate Nitrifying Biofilters: Design and Operation Considerations, *J. Water Pollut. Control Fed.*, 62, 50-57.
- Gullicks, H. A., Cleasby, J.L. (1986) Design of Trickling Filter Nitrification Tower. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 58, 60-67.
- Harrison, J. F., Daigger, G.T. (1987) A Comparison of Trickling Filter Media. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 59, 679-685.
- Harrison, J. R., Daigger, G.T.; Filbert, J.W. (1984) A Survey of Combined Trickling Filter and Activated Sludge Processes. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 56, 1073-1079.
- Kuenen, J. G., Jørgensen, B.B.; Revsbech, N.P. (1986) Oxygen Microprofiles of Trickling Filter Biofilms. *Water Res.*, 20 (12), 1589-1598.
- Lee, N. M., Welander, T. (1994) Influence of Predation on Nitrification in Aerobic Biofilm Processes. *Water Sci. Technol*, 29 (4), 355-363.
- Lekhlif, B., Toye, D.; Marchot, P.; Crine, M. (1994) Interactions Between the Biofilm Growth and the Hydrodynamics in a n Aerobic Trickling Filter. *Water Sci. Technol*, 29, 423-430.
- Metcalf and Eddy, Inc. (2003) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D. (Eds.); McGraw-Hill: New York.
- Norris, D.,P., Parker, D.S., Daniels, M. L.; Owens, E. L. (1982) Hingh Quality Trickling Filter Treatment Without Tertiary Treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 54, 1087-1098.
- Parker, D. S. (1999) Trickling Filter Mythology. *J. Environ. Eng. (Reston, Virginia)*, 125 (7), 618-625.
- Parker, D. S., Bratby, J.R. (2001) Review of Two Decades of Experience with TF/SC Process. *J. Environ, Eng. (Reston, Virginia)*, 127 (5), 380-387.

- Parker, D. S., Butler, R., Finger, R., Fisher, R., Fox, W., Kido, W., Merrill, S., Newman, G., Slapper, J., Wahlberg, E. (1996) Design and Operations Experience with Flocculator-Clarifiers in Large Plants. *Water Sci. Technol.*, 33 (12) 163-170.
- Parker D.,S., Jacobs, T.; Bower, E.; Stowe, D.,W., Farmer, G. (1997) Maximizing Trickling Filter Nitrification Through Biofilm Control: Research Review and Full Scale Application. *Water Sci. Technol.*, 36, 255-262.
- Parker D.S.; Lutz, M.; Andersson, B.; Aspegren, H. (1995) Effect of Operating Variables on Nitrification Rates in Trickling Filters. *Water Environ. Res.*, 67, 1111-1118.
- Parker, D. S., Lutz, M., Dahl, R., Berkkopf, S. (1989) Enhancing Reaction Rates in Nitrifying Trickling Silters Through Viofilm Control. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 61, 618-631.
- Parker, D. S., Merrill, D. T. (1984) Effect of Plastic Media Configuration on Trickling Filter Performance. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 56, 955-961.
- Solbe, J. F., de, L. G., Williams, N.V., Roberts, H. (1967) The Colonization of a Percolating Filter by Invertebrates, and Their Effect ont he Settlement of Humus Solids, *Water Pollut. Control*, 66, 423-448.
- Stenquist, R. J., Parker, D. S., Dosh, T. J. (1974) Carbon Oxidation-Nitrification in Synthetic Media Trickling Filters. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 46, 2327-2339.
- Thörn, M., Mattsson, A., Sorensson, F. (1996) Biofilm Development in a Nitrifying Trickling Filter. *Water Sci. Technol.*, 34 (1/2), 83-89.
- van den Akker, B., Holmes, M., Pearce, P., Cromar, N. J., Fallowfield, H. J. (2011) Structure of nitrifying biofilms in a high-rate trickling filter designed for potable water pre-treatment, *Water Res.*, 45 (11), 3489–3498.
- Wijffels R. H. and Tramper J. (1995) Nitrification by immobilized cells. *Enzyme and Microbial Technol.* 17, 482-492

6. Forgótárcsás kontaktorok (RBC-k)

A forgótárcsás kontaktorok tulajdonképpen a biofilm és eleveniszap kombinációjának egy különleges alkalmazása. A szekunder szennyvíztisztításban elég széles körben elterjedt az elmúlt évtizedek során, és felhasználása különösen a kisebb szennyvíztisztítók esetében ma is gyakorlat. Az ilyen tisztítást használták csak szerves anyag eltávolításra, csak külön nitrifikációra, vagy kombinálva a szerves anyag eltávolításra és nitrifikációra egyaránt. Mint másodfokú biológiai szennyvíztisztítást, olyan esetekben is alkalmazni lehetett, ahol a befogadó határértékként 30 mg BOI₅/liter és ugyanennyi lebegőanyag volt előírva.

Fokozott mértékű másodfokú tisztításra is alkalmazható volt, viszont abban az esetben a tisztító után a tisztított víz szűrését még valamiképpen biztosítani kell, hogy a lebegőanyag, illetőleg a BOI₅ koncentrációjával a 10 mg/liter alá lehessen kerülni (határértékek az Egyesült Államok szennyvíztisztításánál). Ilyen esetekben egyébként az elfolyó vízben az 1 mg/literes ammónium szint alá is eljuthatott a tisztítás. Egyidejűleg a technológia könnyű alakításának következtében akár denitrifikációra is lehetőség adódhatott az RBC sorokon. Ipari szennyvizek tisztítására is széles körben felhasználásra került.

A forgótárcsás kontaktor mindenképpen a biofilmes és eleveniszapos rendszerek kombinált megoldásának tekinthető. Esetében egy medencében valamilyen lemezre tud kiépülni a biofilm, mely ciklikusan mozog a víz és folyadékfázis között. Ez úgy valósul meg, hogy a vékony lemezeket, vagy tárcsákat egy alkalmas tengelyre rögzítik, és a tengelyt a medencében egészen a vízszintig leeresztik. Ezzel a tárcsáknak csaknem a 40 %-a víz alatt lesz, míg a 60 % a levegőbe kerül a forgása következtében. A tárcsás megoldáson túl később olyan változatokra is sor került a kiépítés során, amikor egy henger alakú perforált tartószerkezetet, vagy dróthálóból kialakított tartó egységet rögzítettek a vízszintes forgató tengely köré, és ebbe helyeztek el valamilyen kialakítású műanyag töltetet, többnyire réselelt műanyag csöveket. A tengely lassan forog, ami azt jelenti, hogy az egész vízbe merülő tárcsának, vagy blokknak 1-1,6 fordulat/perc a forgási sebessége. Általános, hogy a tengelyre keresztirányú a folyadékáramlás. Így a medencében forgó tárcsák közé a víz beáramolva tápanyaggal látja el a tárcsákon rögzülő biofilmet. Az utóbbi nedvesítése így megfelelő, a biofilm csak akkor száradhat ki, ha a forgás leáll.

A tárcsák forgása biztosítja a ciklikusan elárasztott biofilm szerves tápanyag, ammónium és oxigénellátását. A tárcsák a vízfelszín fölé emelkedve elengedik a folyadék egy részét, így a biofilm mintegy folyamatosan levegőztetésre és nedvesítésre is kerül a forgatás eredményeként. A folyamatosan keletkező biomassa a rögzített felületekről éppen ennek a ciklikus mozgásnak, folyadék lecsurgásnak, nedvesítésnek a következtében kerül lemosódásra, ha már nagyon megvastagodik. A viszonylag lassú forgás miatt a biofilm kellően meg is vastagodhat, ugyanakkor a tárcsák alatti folyadékfázis koncentrációja időben állandó. Sorba kapcsolva így jól nitrifikálhatnak.

A **23. ábra** a forgótárcsás kontaktor elvi és gyakorlati kiépítését, valamint a környezetbe való telepítését is bemutatja. Igen nagy számban építették ki azokat Svájcban (mintegy 1500 telep) regionális, vagy helyi szennyvíztisztítás megvalósítására.



23. ábra: Az RBC jellemző kialakítása és környezetbe illesztése.

A forgótárcsás kontaktorok egy később kialakult változata az ún. alámerített kontaktorok, vagy SBC megoldások. Ilyenkor a forgótárcsa mintegy 70-90 %-a kerül a folyadék felszínére

alá. Ennek a megoldásnak előnye, hogy a tárcsák súlya ilyenkor kisebb a tengelyen, kevésbé terhelve azt, valamint a csapágyazást. Ilyen megoldásokat nagyon sok esetben már működő eleveniszapos medencékbe építettek be azok felújítása, kibővítése érdekében. Természetesen ezeknél a hibrid megoldásoknál eleve növelni kellett a biofilm oxigénellátását, tehát az egész rendszer levegőztetését, amit alulról történő levegő bevezetéssel igyekeztek biztosítani. A levegőztető elem, vagy diffúzor korábban egyszerű réselt cső, később korszerű, perforált membrános levegő diszpergáló rendszer is lett. Kialakították ezt olyan változatban is, amikor a forgótárcsákra megfelelő kis „zsákocskákat” építettek ki, amelyeknek a nyílása lefele volt, így abban a levegő összegyűlve magától forgatta a forgótárcsát. Mindezek ellenére az alámerített biológiai kontaktorok viszonylag szerény alkalmazást értek el a gyakorlatban.

Szükségszerű volt, hogy a forgótárcsás kontaktoroknak valamilyen egységesített kialakítása legyen, és ehhez általában a tárcsák 3,5 m-es átmérője és az azokat mozgató tengely mintegy 7,5 m-es hosszúsága vált szabványosított értékké. Az ilyen szabvány méretű berendezések esetében általánossá vált, hogy egy tengelyre kialakított biofilm felület 9300 m² lett. A fejlesztés folyamán természetesen készítettek nagyobb felülettel rendelkező egységeket is. Ehhez a tárcsákat közelebb helyezték egymáshoz, s így a felület tengelyenként 13900 m²-re nőtt. A kisebb töltetsűrűségű, vagy tárcsa sűrűségű, térfogategységre számíthatóan kisebb fajlagos felülettel rendelkező egységeket az olyan tisztítóknál alkalmazták, ahol a szerves anyag terhelés viszonylagosan nagyobb volt, aminek megfelelően nagyobb biofilm vastagság alakult ki a rendszerben. Ilyenkor okvetlenül szükséges volt a megfelelő tárcsatávolság a hordozó tengelyen, mert ez a levegő átjárhatóságát és ezzel a biofilm oxigén ellátását biztosította.

A nagyobb sűrűségű, vagy kisebb tárcsatávolságú forgótárcsás kontaktorokat elsősorban a nitrifikáló (utónitrifikáló) kontaktorokban alkalmazták, ahol a szerves anyag terhelése már jóval kisebb volt, és a kontaktor feladata inkább egy nitrifikáló utótisztítás volt a szennyvíztisztításban. Az is gyakorlattá vált, hogy az ilyen biológiai kontaktorokat sorba kapcsolva üzemeltessék, mert a sorozat végén sokkal tisztább víz volt elérhető. Ilyen esetekben gyakran a kisebb fajlagos felülettel rendelkező tárcsás egységeket a sor elejére, míg a finomabbakat a sor végére helyezték el. Természetesen az újabb kontaktorokban a forgótárcsák helyett már műanyagöltetet próbáltak alkalmazni megfelelő forgó tartószerkezetben, dobban. A töltet ilyenkor általában valamilyen perforált csövecskék, préselt csődarabok (apróra darabolt csőszerű hordozóanyag) volt, melyen a biofilm megfelelően növekedhetett, miközben a víz is kellően átjárta azt. Az ilyen biofilm hordozónál a fajlagos felület természetesen erősen változhatott, illetőleg ezzel együtt az oxigénbevitel is gondot jelenthetett. Ezért is kellett ezeket esetenként alulról is levegőztetni.

A forgótárcsás kontaktorok rendszerint fedett formában kerültek kiépítésre. Ennek több oka is volt. Meggátolta az algák túlzott növekedését a tárcsák felületén, illetőleg az ott kialakuló biofilmben. Lényegesen csökkentette a rendszer hőveszteségét a hidegebb éghajlatú területeken. Emellett egy polietilén töltetnél az UV sugárzás káros hatása ellen is védelmet nyújtott. Ilyen tető kialakítására az üvegszálás poliészter nagyon alkalmasnak bizonyult. Emellett persze nagyon megfelelt a tisztítók kialakítására a hagyományos építkezés, tehát a hagyományos épületek megfelelő tetőzettel építve.

Az RBC egységeket a gyakorlatban több lépcsőben építették ki, sőt arra is sor került, hogy egymás mellé helyezve több egységet is, ugyanaz a meghajtó szerkezet forgatta, csökkentve ezzel a fajlagos beruházás igényt. Az utóbbi kiépítés lehetséges volt egyetlen medencében is, ahol az egyes RBC egységeket megfelelő merülő fallal választották csupán el egymástól. A

mindenkori RBC egységyszám attól függött, hogy a tisztításnak milyen szennyezettségről milyen vízminőséget kellett biztosítani a tisztítósor végén. Egy vagy két lépcsővel, mintegy durva, másodlagos biológiai tisztítást lehet csak biztosítani, míg 6 vagy több sorba kapcsolt RBC szerves anyag eltávolítást és teljes nitrifikációt is képes biztosítani. A meghajtó tengelyek a folyás iránnyal merőlegesen sorban követik ilyenkor egymást, és az említett elválasztó lemezek biztosítják a megfelelő tároló vagy reaktor térfogatot. Olyan esetekben, amikor viszonylag kis térfogatáramokat kell tisztítani, elrendezhető az RBC tisztítósor tengellyel a folyás irányban is.

A tengelyek meghajtása általában mechanikus. Vannak azonban levegővel meghajtott rendszerek, ahol fenékrészen bevitelre kerülő levegő biztosíthatja megfelelő gyújtósapkákkal a forgatást. A mechanikus meghajtású tengelyeknél a tengely fordulatszáma általában állandó, bár építettek változtatható fordulatszámú forgótárcsás kontaktorokat is. A forgási sebesség viszonylag lassú, hogy a folyadék megfelelően ki tudjon csurogni a biofilmből. A biofilm leszakadását a tárcsa felületéről éppen ez a folyadékleszurgás biztosítja.

A forgótárcsás kontaktorok előnye a rendkívüli egyszerűségük, minimális üzemeltetési, ellenőrzés igény, a kis levegőztetési költség, s így viszonylag kis üzemeltetési és beruházási költség. Különleges előnye, hogy nagyon gyorsan regenerálódni tud a biofilm a lökészerű terheléstől. Azonban számos RBC meghibásodás is jelentkezett a következők miatt:

- tartó tengely meghibásodása, vagy a tárcsa meghibásodása,
- a töltet tartószerkezetének a meghibásodása,
- kisebb tisztító teljesítmény, mint amilyenre a tisztítót tervezték,
- a magasabb rendű szervezetek esetenként túlzott elszaporodása a biofilmben,
- netán elégtelen biomassza szaporulat a tárcsák felületén,
- a levegővel meghajtott tárcsáknál elégtelen forgásebesség.

A forgótárcsás kontaktorok elterjedését talán az is gátolta, hogy az Egyesült Államokban néhány állami intézmény, szabályzó szervezet rendkívül negatívan állt hozzá az ilyen rendszerek kiépítéséhez, éppen az előbb említett meghibásodási veszélyek miatt. Az is hátráltatója volt az RBC-k elterjedésének, hogy a tisztított vízből történő lebegő iszapmaradék kiszűrésére alkalmas szűrők fejlesztése valamelyest elmaradt az RBC-k fejlődése mögött. Erre rendszerint valamilyen finom szűrőt alakítottak ki, amelyek viszont igen gyakran meghibásodtak.

6.1. Az RBC-k tervezéséhez figyelembe veendő fő szempontok

6.1.1. Megfelelő hordozó felület a biofilm részére

A megfelelő biofilm hordozó felület elengedhetetlen a tisztítás működéséhez. A tápanyag eltávolítás sebességének megfelelő biofilm oxigén ellátásra is szükség van, különben a biofilmben sem az oxidáció, sem az asszimiláció nem tud kellően működni. A megfelelő nagyságú biofilm felület és üzemeltetés, elsősorban a biofilm vastagságának az ellenőrzése biztosíthatja, hogy ne alakuljanak ki zavaró élősködő mikroorganizmusok a biofilmben. Ilyenek a legyek és lárváik, valamint a csigák. A mértéktelenül vastag biofilm kialakulása a tárcsákon a hordozótengely károsodásához is vezethet.

A túlzott folyadékterhelés, illetve szerves anyag terhelés esetén természetesen a folyadék fázisban a szennyezőanyag koncentráció nagyobb marad. Ilyenkor kell az egyetlen tisztítási lépcsőt sorba kapcsolva többszörözni. Ha csak egyetlen RBC működik tisztító egységként, akkor elengedhetetlen azt megelőzően a hatásos előzetes kezelés, hogy az elérhesse a megfelelő tisztított víz minőséget. Ha egy adott RBC tisztítóban viszont kisebb szerves anyag koncentrációval kerül be a szennyvíz, szükségszerű, hogy a szerves anyag eltávolítás sebessége, tehát a tápanyag felhasználás sebessége csökkenjen. Nem a maximális sebességgel, hanem az első rendű reakció kinetikának megfelelően kisebb sebességgel megy a biológiai átalakítás. Éppen ezért sokkal gazdaságosabb a több egységből kiépített RBC sor. Annál az első lépcsők mintegy nagy terhelésű egységként működnek, a szerves anyagot nagy sebességgel, de csak részlegesen eltávolítva, míg a további lépcsőkben egyre kisebb szerves anyag terhelés mellett a megfelelő nitrifikáció is létrejöhet. Vigyázni kell azonban, hogy az első lépcső ne kapjon akkora szerves anyag terhelést, amelyik abban oxigén hiányt, és ennek kapcsán a biofilm rétegek anaerob rothadását, és ezáltal szagképződést eredményezhet az adott rendszerben. Jelentős túlterhelés, s azzal a biofilm súlynövekedése a tengely töréséhez is vezethet.

A fejlesztés korai stádiumában a forgótárcsás kontaktorokat jobb teljesítményre számolták, mint később az bebizonyosodott. Éppen ennek lett a következménye, hogy azután a hatóságok szkeptikusan fordultak az ilyen tisztítók kiépítését az Egyesült Államokban. A kezdeti időszakban azt sem vették kellően figyelembe, hogy a forgótárcsás kontaktoroknál is a biológiai medencesor végén megfelelő iszapkezelésről kell gondoskodni. Szűrők alkalmazása esetén azok megfelelő visszamosását is meg kell oldani. Az innen származó mellékáramok, melyet rendszerint visszavezettek a tisztító elejére, jelentős terhelésnövelést eredményeztek. Éppen ezért az RBC egységek tervezésénél a mérnököknek mindenképpen gondos anyagmérleg számítást kell végezni a teljes rendszerre, nehogy az első lépcsőket alulméretezzék, és az később a már említett problémákhoz vezessen.

6.1.2. pH és tápanyag mérleg

Mint bármelyik biológiai tisztító egységnél, az RBC-nél is elengedhetetlen a pH megfelelő beállítása, kontrollja (Metcalf és Eddy, 1979). Általánosan javasolt a pH 6,5- 7 között tartása. Ahol nitrifikáció is szükséges az adott tisztítóban, ennél magasabb pH tartása javasolt, hiszen 7-es pH alatt a nitrifikáció lelassul (Brenner és társai, 1984). A 7,5-8,5 közötti pH-t megfelelőbbnek találták, különösen a nagyobb lebegő iszapmennyiséget tartalmazó RBC-k esetében (Savier és társai, 1973). A jól stabilizált RBC egységeknél a pH viszonylag szűk tartományban marad, különösen, ha azokban nincs nitrifikáció. Azonban előfordulhat, hogy a nitrifikáció beindulásával a lágyabb vizeknél a pH-t vegyszerek adagolásával kell visszaállni.

A korábbiakban már említésre került, hogy a nitrifikáció minden mól ammónium nitritté történő oxidációjakor két mól sav keletkezésével jár. Ez a víz kellő puffer-kapacitása hiányában jelentős savanyodást, pH csökkenést eredményezhet. Ezt vissza kell állítani valamilyen lúgos vegyszerrel. Ez rendszerint nátriumhidroxid. A tapasztalat az, hogy a vizes fázisban az alkalinitást mindenképpen 50-100 mg/l (0,8-1,6 mmól/l) között célszerű tartani, hogy a nitrifikáció folyamatos legyen. Ez egyébként mintegy 7-es pH-t képes biztosítani az adott rendszerben. Egyébként ezeknél a tisztítóknál is, mint minden más biológiai tisztításnál, elengedhetetlen a megfelelő szerves karbon: nitrogén: foszfor tápanyag arány beállítása. Erre általában a BOI: N: P arány tekintetében a 100:5:1 értékeket javasolják.

6.1.3. Oxigénbevitel, vagy levegőztetés

A forgótárcsás kontaktoroknál az oxigén bevitelnek olyannak kell lenni, hogy a biofilmjében egyértelműen oxikus környezet alakuljon ki. A szerves anyag terheléssel arányosan változik az oxigén igény. Hiánya a már említett üzemeltetési problémákhoz vezet. Az oxigénigényt általában 6,8-7,3 gramm oxigén/m²d értékre tapasztalták. Emellett azt is megfigyelték, hogy az alulról levegőztetett RBC-k esetében az oxigén kihasználás a bevitt levegőből mindössze 2-2,5 % körül alakult csupán (Chou 1978). Ha feltételezzük, hogy egy ilyen levegővel meghajtott forgótárcsás kontaktor esetén az oxigén kihasználás mindössze 2,5 %, a 9300 m² felületű biofilmre, amelynek a levegőellátása 7 m³/perc értékkel jellemezhető, vagy biztosítható, az oxigénbevitel közelítőleg 8,3 g O₂/m²d. Az előbb említett oxigén beviteli sebességek, tehát a 6,8-8,3 g O₂/m²d jól megfelelnek a maximális ammónia-N eltávolítás sebességére megkívánt 1,5 g/m² oxigéntöbblet igénynek. Az utóbbi érték természetesen denitrifikáció nélkül, tehát 4,6 kg O₂/kg ammónium-N fajlagossal történt kiszámolásra.

Az RBC-k fejlesztésének kezdeti időszakában szükségszerűen az oxigén bevitelt is kis pilot-berendezések felhasználásával igyekeztek pontosítani. Ezek esetén a kisebb átmérő miatt a kisebb kerületi sebesség is zavaró tényező volt. Talán ennek is eredménye, hogy az első időszakban épített forgótárcsás kontaktorok elégtelen levegőztetéssel, és ebből kifolyólag elégtelen szennyvíztisztítással üzemeltek, amiért a már említett szkepticizmus velük szemben kialakulhatott.

A forgótárcsás kontaktorok biológiai terhelésére vonatkozóan a kezdeti időszakban általában napi 20 g BOI₅/m² hordozó felület körüli terhelést javasoltak. Mivel ezt az értéket az oldott BOI₅-re pontosították, ez azt is jelenti, hogy mintegy kétszer ekkora összes BOI₅ értéket tekintettek megengedhetőnek a lakossági szennyvizek esetében. Ezeknél az oldott és teljes BOI aránya általában 1:1 körüli. Hamarosan kiderült azonban, hogy ez a terhelés túlzott, aminek következtében oxigénlimitálttá váltak az ilyen RBC-k a biológiai oxidáció tekintetében. Ma a 20 g/m²d oldott BOI₅ terhelést óvatosságból már csak 12-15 g oldott BOI₅/m²d értékre veszik az olyan RBC-knél, ahol nem történik a folyadék fázisban egyéb levegőztetés. Napjainkban több cég is valahol ebben a tartományban tartja biztonságosnak a forgótárcsás kontaktorok tervezését, figyelembe véve az időszakos lökészerű terheléseket is (McCann és Sullivan, 1980; Weston, Inc. 1985; Envirex, 1989).

Napjainkra a levegőztetés javításával már inkább a 30 g összes BOI₅/m²d terhelést tartják megengedhetőnek az RBC-k esetében. Ez nem vezet oxigén hiányhoz, és nem alakul ki zavaró makrofauna sem a biofilm belsejében.

6.1.4. Folyadék és szerves anyag terhelés

Általánosan elfogadott, hogy a biofilmes rendszerek, különösen az RBC-k sokkal stabilabbak a terhelésingadozásra, mint az eleveniszapos rendszerek. Ez nem a folyadékáramlásból, tápanyag konvekcióból adódik, hanem valamiképpen a biofilm talán jobban képes rögzíteni, vagy betárolni tápanyagot, illetőleg az ilyen rendszereknek az elfolyó vizük tekintetében messze gyengébb tisztítást kell csak biztosítaniuk, mint az eleveniszapos rendszereknek. Ettől függetlenül az RBC-k esetében is elérhető egy olyan terhelés, amikor azután mintegy „áttör” azon a szerves anyag, ugrásszerűen gyengébb vízminőséget produkálva. Ilyen esetekben célszerű valamilyen kiegyenlítést alkalmazni, vagy kiépíteni a forgótárcsás kontaktor előtt. Más lehetőség, ha valamiképpen lehetséges a napi túlterheléses időszaknak a terhelését valamiképpen éjszakára is átvinni, kiegyenlítve ezzel az RBC biológiai terhelését.

Ilyen megoldás egyébként kedvező lehet a szűrők visszamosásáról érkező lebegőanyag tartalmú szennyvizek lökésszerű terhelésének a kompenzálására is. Ennek okán akár az eleveniszapos rendszereknél, a forgótárcsás kontaktoroknál is egy adott biztonsági faktoriall szabad csak tervezni a tisztítók térfogatát, vagy szükséges felületét.

6.2. Hőmérséklet hatása a forgótárcsás kontaktoroknál

A forgótárcsás biofilmes rendszerek hasonlóan érzékenyek a hőmérséklet változására, mint bármelyik másik biológiai rendszer. Ez azt jelenti, hogy a hideg téli időszakban célszerű azokat megvédeni a jelentősebb lehűléstől. Erre szerencsés egyébként az ilyen rendszerek általánosan alkalmazott felületi letakarása, beborítása. A tervezők úgy vélik, hogy az RBC-k esetében a szerves anyag eltávolítás sebessége 13 °C felett nagyjából állandó, és csak ez alatt a hőmérséklet alatt jelentkezik jelentős lassulás (Envirex, Inc., 1989; Lynco, Inc., 1992; Walker Process, Inc., 1992). A nitrifikáció tekintetében ugyanez mondható el, ettől a hőmérséklettől rohamosan csökken.

6.3. Iszaphozam

Az iszaphozam pontosítása az RBC-kenél is fontos, hiszen a tisztítást követően az iszappal valamit tenni kell. Így az ahhoz szükséges berendezések méretezése is feladat. Általában igaz, hogy a forgótárcsás kontaktoroknak a fajlagos iszaphozama hasonló más, rögzített filmes rendszerekéhez. Ezt alapul véve a fajlagos iszaphozam általában 0,4-0,6 kg szerves anyag/kg összes BOI_5 fajlagos érték körül várható. A kisebb értékek általában viszonylag mérsékelt terhelte rendszereknél adódhatnak, ahol ugyanakkor nagyobb endogén oxigén felvétel is jelentkezik (a sejtek anyagának fokozott mineralizálása). A nagyobb fajlagos iszaphozamot a nagy fajlagos terheléssel üzemelő egységeknél mérték. A teljes a fentiekből azután általában 0,5-0,8 kg az eltávolított BOI_5 mennyiségre vonatkoztatva (Envirex, Inc. 1989). A kettő különbsége az iszap szerves anyag tartalma (izzítási maradék). Mint általában más szennyvíz iszapoknál is az iszap 80-95 %-a szerves anyag (izzítási veszteség).

Az RBC-k iszapja viszonylag jól sűrűsödik, 2,5-3 % iszap szárazanyag koncentrációra sűrűsíthető gravitációsan. Ezért is elfogadott megoldás, hogy a lebegő anyag eltávolítására az RBC-kenél is utóülepítőket alkalmazzanak. Ilyenkor a medence fenekén egy iszapkotró alkalmazása is célszerű, mint a vegyes, biofilmes eleveniszapos rendszerek esetében is. Az iszap sűrítése ugyanakkor már problémákat jelenthet. Könnyen berothad az iszap az ülepítő fenekén, felúszik, s utána nehézkessé teszi az iszapkezelést.

6.4. A forgótárcsás kontaktorok teljesítménye

Mint a bevezetőben említésre került, a forgótárcsás kontaktorok tervezhetők csak szerves anyag eltávolításra, kombinált szerves anyag és ammónium eltávolításra, vagy eleveniszapos tisztítást követő utónitrifikációra is. Az utóbbi kevésbé gyakorlat, mint a többi biofilmes rendszereknél. A különböző tervezők a nitrifikációs kapacitást viszonylag eltérően becsülik. Az Envirex Inc. például abban az esetben, ha 5 mg/l fölötti tisztított víz ammónium-koncentráció megfelelő, az RBC biofilmjének a nitrifikáló kapacitását 1,5 g/m²/nap értékben adta meg. Ez valószínűleg csak utónitrifikáló szűrők esetében érhető el. Ilyen tartományban egyébként az ammónia koncentrációja függvényében annak az eltávolítása elsőrendű kinetika szerint történik.

Sajnos a magasabb rendű szervezetek, konzumálók, predátorok jelenléte az iszapban, a nitrifikációs teljesítményt jelentősen ronthatja. Ennek következtében ez az $1,5 \text{ g/m}^2\text{d}$ ammónium oxidációs teljesítmény jelentősen csökkenhet, amiért is csak megfelelő biztonsággal szabad tervezni azt.

Az egyik amerikai vállalat, az ammónium oxidáció sebességét éppen a tisztított víz ammónium koncentrációjának függvényében meglehetősen változóra tapasztalta. $4,5\text{-}5,5 \text{ mg/l}$ között ez az oxidációs sebesség $1,5 \text{ g/m}^2\text{d}$ és $4,5\text{-}3$ között már csak $1,2 \text{ g/m}^2\text{d}$, míg $3\text{-}2 \text{ mg/l}$ ammónium koncentráció között már csak $0,75 \text{ g/m}^2\text{d}$. Ez nagyon jól mutatja, hogy az oxidáció sebessége igen erősen ammónium ellátottság függő. Ezt a csepegtetőtestes rendszereknél is érzékelhető volt, az RBC-k esetében azonban még fokozottabban megfigyelhető.

Hivatkozások

- Chou, C. C. (1978) Oxygen Transfer Capacity of Clean Media Pilot Reactors at South Shore. Autrotrol Corporation: Minwaukee, Wisconsin.
- Envirex, Inc. (1989) Specific RBC Process Design Criteria. Waukesha. Wisconsin.
- Lyco, Inc. (1992) Rotating Biological Surface (RBS) Wastewater Equipment: RBS Design Manual. Lyco Inc., Marlboro, New Jersey.
- McCann, K. J., Sullivan, R. A. (1980) Aerated Rotating Biological Contactors: What are the Benefits? Proceedings of the 1st National Symposium on Rotating Biological Contactor Technology, Vol. I, EPA-600/9-80-046a; Champion, Pennsylvania.
- Metcalf and Eddy, Inc. (1979) Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse; McGraw-Hill. New-York
- Walker Process, Inc. Aurora, Illinois (1992) Personal communication
- Weston, Inc. (1985) Reuse of Currant RBC (Rotating Biological Contactor) Performance and Design Procedure, EPA 600/2-85-033, Cincinnati, Ohio.

7. Mozgó biofilm szűrős reaktorok (MBBR)

Az elmúlt 20 évben a mozgó biofilmes reaktorok közül az úgynevezett mozgóágyas biológiai reaktorok (MBBR) terjedtek el széles körben. Egyszerűségük és megfelelő flexibilitásuk révén napjainkban egyre szélesebb körben alkalmazzák a különböző biofilm hordozós változataikat a szennyvíztisztításban. Az MBBR rendszerek megfelelő reaktor konfiguráció esetén sikeresen alkalmazhatók mind a szerves anyag, tehát a biológiai oxigénigény, mind az ammónium oxidációjára, sőt a nitrát, s vele együtt az összes nitrogéntartalom eltávolításra is. A nem levegőztetett, ugyanakkor nitráttal kellőképpen ellátott biofilm ugyanis nagyon hatásos denitrifikációra képes. Részben az anoxikus környezetben kedvező szerves anyag ellátottság, részben a mélyebb iszaprétegek hidrolízise eredményeként. Ezek együtt, kisebb befolyó víz KOI/TKN arány esetén is kielégíthetik a szigorú tápanyag eltávolításra vonatkozó határértékeket. Az ilyen megoldás egyidejűleg a nem levegőztetett iszaptérben (elődenitrifikáció) olcsó nitrát redukciót biztosít.

Az MBBR reaktorokhoz természetesen egy speciális biofilm hordozót kellett kifejleszteni, amely méretét tekintve alkalmas arra, hogy szabadon mozoghasson a folyadék, vagy eleveniszapos fázisban, ugyanakkor kellő turbulenciát biztosítva magában a töltetben, vagy annak a felületén, s a folyadékfázis levegőztetése révén a biofilm megfelelő tápanyag,- és oxigénellátását is biztosítsa. Fontos persze, hogy a töltet, vagy biofilm hordozó jelenléte ne gátolja különösebben a levegő buborékok mozgását, mert ez fokozódó energia igényt jelenthet a tisztításnál. Általános, hogy a biofilm hordozókkal ilyenkor a reaktoroknak mintegy harmada – fele van megtöltve, míg a többi rész szabad folyadéktérfogat. A hordozó kihordásának, vagy kimosásának a megakadályozására azonban a reaktorok megfelelő felületein, tereiben valamilyen szűrő szerkezetet kell kialakítani. Emellett a biofilmnek a hordozó részecskék felületről történő megfelelő eltávolítását is biztosítani kell.

Az egyetlen medencés mozgóágyas biológiai reaktorok egyébként tökéletesen kevert tankreaktorok tekinthetők. Hosszanti medencekialakítás és folyadékáramlás esetén a végpontok között azonban valamilyen koncentráció-gradiens alakul ki, különösen az eleveniszapot is tartalmazó reaktorokban, medencékben, így azok valamilyen reaktorkaszkádnak minősíthetők, amelyben tápanyag-koncentráció gradiens alakul ki. Ezt tovább növelheti a több medencéből sorbakapcsolt megoldás, melyeknek egy, vagy két medenceterében is mozgó biofilm hordozók kerülnek. Anaerob/anoxikus/oxikus medencesor esetén az anaerob medencébe teljesen szükségtelen a biofilm hordozó, de akár az anoxikus medencéből is elhagyható az. Az MBBR reaktoroknak az alapvető előnye a rögzített filmes rendszerekkel szemben, hogy ez biztosítani tudja a biofilm és az eleveniszap előnyeit is, miközben a már említett gátló hatások sokkal kevésbé érvényesülnek, éppen a biofilm folyamatos mozgása következtében.

Az elárasztott biofilmes rendszereknél és a mozgó ágyas rendszereknél is egyaránt érvényesül a biofilmnek az az előnye, hogy a biofilm különböző rétegeiben különböző környezeti feltételek kialakulása révén speciális mikroorganizmus csoportok tevékenységére, akkumulációjára ad ott lehetőséget. A mozgó biológiai töltet ugyanakkor lehetővé teszi a nagyobb fajlagos felület kialakítását a folyadéktérben, növelve ezzel a biofilm felületét, és a biofilmes rendszer térfogati teljesítményét.

A mozgó biofilm hordozó biofilm rétegeinek a környezetében sokkal nagyobb folyadékáramlás, turbulencia biztosítható, mint az egyszerű, elárasztott ágyas statikus (rögzített) biofilmes rendszer esetében. Ez azt eredményezi, hogy a mozgó biológiai

hordozónál sokkal kisebb a túlvastagodás, és ezzel a reaktor visszamosási igényének a jelentkezése. Szükségszerű az is, hogy a mozgóágyas biológiai hordozóknál talán még a rögzített ágyasokéhoz képest is lényegesen kisebb a hidraulikus ellenállás, tehát a folyadék átfolyásának a nyomásvesztése.

A mozgó biológiai töltetes, vagy mozgóágyas reaktorok az eleveniszapos rendszerekéhez hasonló, egyszerű térelrendezésük, töltet kialakításuk révén gyakorlatilag ugyanolyan kombinált (A2/O vagy A/O) reaktor kialakítást, vagy lépcsőzést tehetnek lehetővé, mint amilyen egy eleveniszapos rendszer esetében is lehetséges. Ezzel az ilyen hibrid kombinációk az elérhető szerves anyag eltávolítás és nitrifikáció, ill. elő- vagy utódenitrifikáció esetében is különösen előnyösek lehetnek. Ez ugyanakkor nem jelenti azt, hogy az ilyen kombinált kialakítások esetén lényegesen megnövekedne a szivattyúzási energia igény, sőt a levegőztetés is hasonló lehet.

Az ilyen biofilmes reaktorok legfőbb előnye az eleveniszapos rendszerekkel szemben ugyanakkor mégis csak az, hogy a biofilmben kialakított, vagy kialakuló biomassza helyben marad a reaktorban. Annak az ülepítésére, szeparációjára nem kell külön ülepítő-térfogatot tervezni. Ez viszont azt is eredményezi, hogy a biofilmben kialakuló átlagos iszapkor lényegesen növekedik a közvetlen átfolyású (bár recirkuláltatott) eleveniszapéhoz képest. A biofilm így a nagyobb iszapkora révén mind a nitrifikációra, mind a nehezen bontható szerves anyagokhoz történő adaptációra is sokkal alkalmasabb. Mindezek eredményeként a mozgóágyas bioreaktorok nem csak a hagyományos utóülepítési technikával kombinálhatók, hanem az eleveniszapjuk szeparációja más, modernebb megoldással, ultraszűrővel is szóba jöhet.

A mozgóágyas biológiai reaktorok változatosságát éppen az teszi lehetővé, hogy a medence kialakítás nagyon sokféleképpen megoldható. De talán ennél is lényegesebb, hogy a korábban épített biológiai medencék minden nehézség nélkül átalakíthatók ilyen töltetes, mozgóágyas biológiai reaktorokká. Ilyen esetben azok iszap-tömege, vagy együttes eleveniszap és biofilm tömege az eleveniszaphoz képest, a levegőztetett medencében lényegesen megnövelhető. Az utóülepítőt ugyanakkor csak az eleveniszapos rész, illetve a biofilmből leszakadó minimális iszap-tömeg fogja terhelni. Ilyen értelemben megnövelhető egy utóülepítő medence hidraulikus terhelése különösebb térfogatnövelés, vagy konstrukciós átalakítás nélkül is.

7.1. Mozgóágyas biofilmes szűrők

A mozgó biológiai töltet előállításában és forgalmazásában kedvező adottságai miatt jelentős verseny alakult ki. Sokféle anyagból, formai kialakítással készítettek ilyen biofilm hordozót (töltőanyagot). Fontosnak bizonyult, hogy a sűrűségük, méretük ne legyen túlzottan nagy, tehát könnyen mozogjanak a folyadékfázisban. Ugyancsak a fajlagos felületüknek nagyra kell lenni. Ezt részben a durvább felület kialakításával is próbálták növelni (Lazarova és Manem, 1994), javítva ezzel a biofilm megtapadásának a lehetőségét is. A biofilm hordozó egyszerű gyárthatósága is meghatározó, és valószínűleg az marad a jövőben is, bár ennek a technikája folyamatosan fejlődik.

A lakossági szennyvizek szimultán nitrifikáló és szerves anyag eltávolító rendszereknél mindig szerves anyag limitációt kell a nitrifikáció érdekében alkalmazni. Az eleveniszapos rendszereknél ezt a kis tápanyag/mikroorganizmus (F/M) arány, vagy a hosszabb iszapkor beállításával, a heterotrófok kellő mértékű éheztetésével lehet elérni. Az eleveniszapos rendszereknél maximálisan 0,16 kg BOI₅/kg iszap szárazanyag x d terhelés esetén érhető csak

el teljes nitrifikáció (Halling-Sorensen et al., 1993; Henze et al., 2002). Biofilmes rendszereknél a maximalizált szerves anyag terhelésére a 4-6 g BOI₅/m² d értéket adták meg (Rittmann et al., 2001; Henze et al., 2002). Csak ennél kisebb felületi szerves anyag terhelés esetén érhető el a lakossági szennyvizek ammónium-többlete oxidációjához szükséges nitrifikáló kapacitás a biofilmes rendszerekkel.

Az első jelentős sikereket elért biofilm hordozót norvég kutatóknak sikerült kialakítani Trondheimben (Odegaard, 2006). A fejlesztést a 1980-as évek közepén kezdték, talán annak érdekében, hogy az Északi-tenger, Balti-tenger nitrogén terhelését tudják majd a biofilmes nitrifikációval, denitrifikációval csökkenteni. Ebben a térségben ugyanis a fizikai-kémiai tisztítás terjedt el széles körben, amely a nitrogén eltávolításában igen gyenge hatásfokot biztosított csak. A térség tengerei így a nitrogéntől abban az időben hosszabb időre eutróffá váltak.

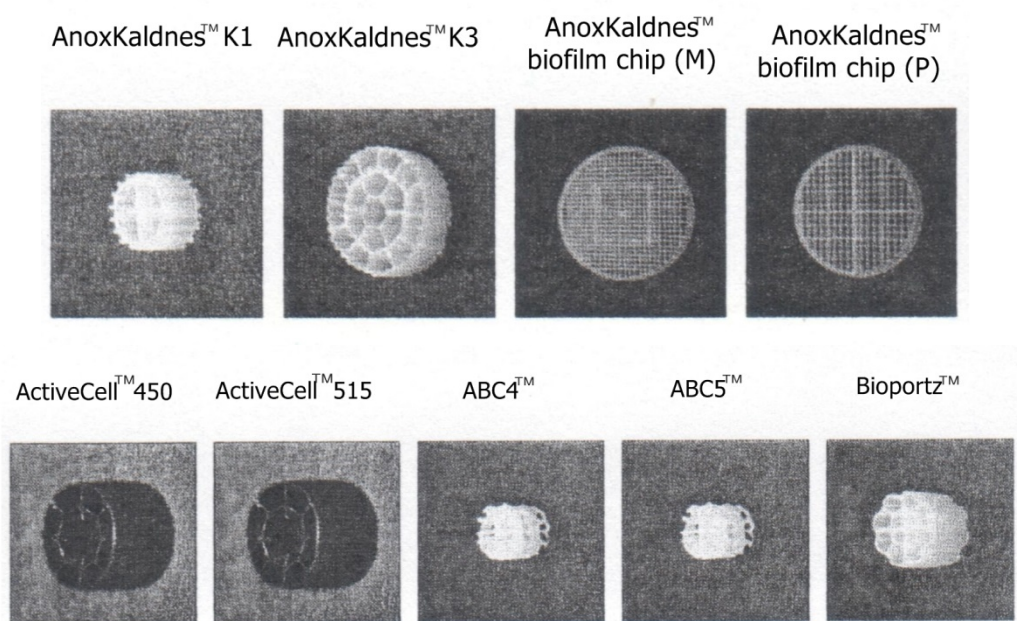
A norvég kutatók ekkor ismerték fel, hogy az ammónium oxidációjára, s a nitrát eltávolításra a legegyszerűbb és leggazdaságosabb megoldás a kompakt, viszonylag kisméretű, de nagy fajlagos felülettel rendelkező biofilm hordozó kialakítása lehet (Odegaard és társai, 1991). A 80-as évek végén Norvégiában azután megindult a különlegesen strukturált, egyidejűleg viszonylag kisméretű biofilm hordozók gyártása. A norvég hordozót a „Kaldnes” néven ismerte meg a világ, de ma már nagyon sok helyütt gyártanak ahhoz eléggé hasonló terméket. A 80-as évek végén legelőször talán Japánban készítettek hasonló terméket, biofilm hordozót, melyet „biotube” elnevezéssel is forgalmazznak (biocsövecskék).

A múlt század 80-as éveinek végén kialakított Kaldnes töltet eredményessége azután hamarosan a mozgóágyas biofilmes technológia szabadalmaztatását, majd sikeres gyakorlati megvalósítását is eredményezte 1989-ben. Hamarosan felismerték azt is, hogy ha az ilyen mozgó biofilmes rendszer sikeres lehet a lakossági szennyvizek tisztításánál, az ipariaknál is sikert érhet el. Azoknál a mikroorganizmusoknak még hosszabb adaptációs idő, vagy tartózkodási idő kell a szennyvíztisztító rendszerben a szerves anyag bontásához. Ilyennek bizonyultak a papíripar szennyvizei, melyekben a cellulóz és a rövidebb szénláncú fragmentumai jelentettek lebontási problémát a mikroorganizmusok részére. A norvég cég, illetőleg a világ különböző részein támadt versenytársai azután nagyon sokféle biofilm hordozót készítettek a következő időszakban. Ilyen töltetek láthatók az **5. táblázatban**.

5. táblázat: **Műanyag biofilm hordozók és formai kialakításuk**

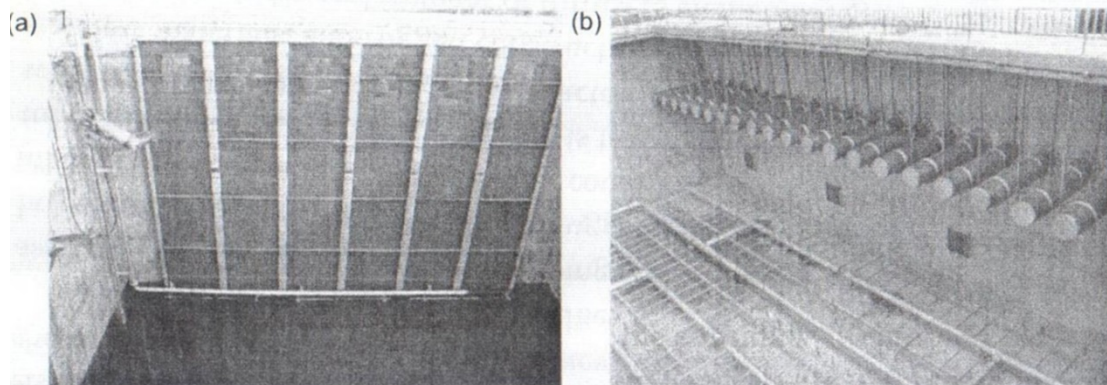
Gyártó	Név	Fajlagos felület*	Névleges hordozó méretek (vastagság, átmérő)
Veolia, Inc.	AnoxKaldnes™ K1	500 m ² /m ³	7 mm, 9mm
	AnoxKaldnes™ K3	500 m ² /m ³	12 mm, 25 mm
	AnoxKaldnes™ biofilm chip (M)	1200 m ² /m ³	2 mm, 48 mm
	AnoxKaldnes™ biofilm chip (P)	900 m ² /m ³	2 mm, 48 mm
Infilco Degremont, Inc.	ActiveCell™ 450	450 m ² /m ³	15 mm, 22 mm
	ActiveCell™ 515	515 m ² /m ³	15 mm, 22 mm
Siemens Water Technologies Corp.	ABC4™	600 m ² /m ³	14 mm, 14 mm
	ABC5™	660 m ² /m ³	12 mm, 12 mm
Entex Technologies, Inc.	Bioportz™	589 m ² /m ³	14 mm x 18 mm

*A gyártók információi alapján



Érdekes, hogy a gyakorlatban a leginkább alkalmazott biofilm hordozó töltet a Kaldnes K-típusú hordozója. A Kaldnes töltet visszatartása a levegőztetett medencében a medencefal speciális szűrőszerű kialakításával, vagy megfelelő szűrő csövek beépítésével lehetséges. A szűrőfelület elhelyezése, függőleges vagy vízszintes kiépítése igen lényeges a szűrő öntisztulása, tehát a kiszűrt biofilm hordozó arról történő leválasztása tekintetében. A függőlegesen elhelyezett szűrőpanelek elsősorban olyan medencékben kerültek alkalmazásra, és vannak ma is alkalmazásban, melyekben nincs levegőztető csövek bármilyen hálózata is a medence fenékrészében. Ilyenek az anoxikus reaktorok, melyekben a biofilm a denitrifikációt is segítheti az eleveniszap mellett. Természetesen a függőleges szűrők esetében is a szűrő alatt egy megfelelő levegő bevezető cső kell, hogy elhelyezve legyen, amely ciklikus levegő

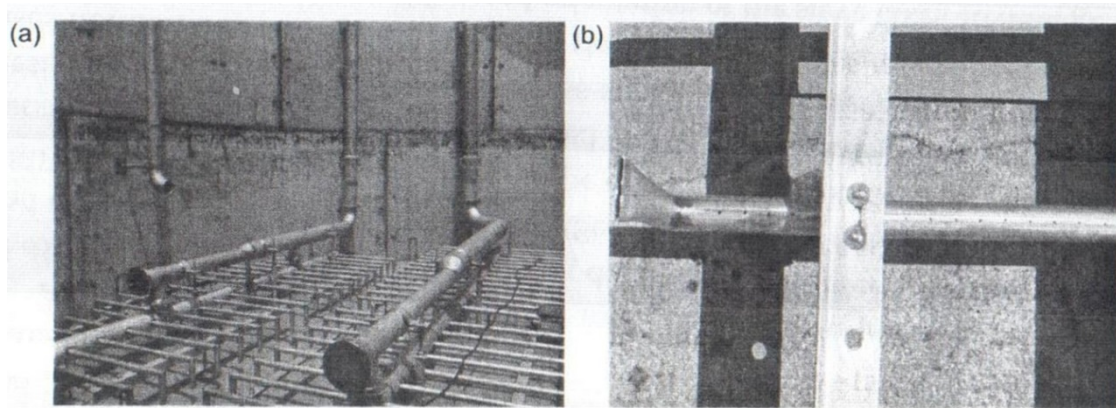
bevezetéssel biztosítja a kiszűrt biofilm hordozók eltávolítását a szűrő felületéről. A levegő aláfuvatása nem lehet folyamatos, hiszen anoxikus reaktorokról van szó. Azt pulzáló jelleggel kell biztosítani. A **24. ábrán** egy jellemző, vízszintes és függőleges szűrőkialakítás látható.



24. ábra: Függőlegesen elhelyezett szűrőpanel alsó levegőztetéssel ellátva (a); vízszintes kialakítású szűrők megfelelő merevítő csőrendszerrel a levegőztető elemek fölött (b).

A levegőztetésre az anoxikus térben nincs szükség, de akár ott is biztosítható a lehetőség. Az oxikus terekben felületi levegőztetés szóba sem jöhet, de a mélylevegőztetés igen változatos kialakítású lehet. A durvább buborékokkal történő levegőztetés, s vele az intenzívebb folyadékkeverés előnyös. Ezt akár hiperboloid keverőkkel is lehet intenzifikálni. Az eredeti MBBR kifejlesztői a Kaldnes töltetnél viszonylag kis átmérőjű perforációval (4 mm-es furatokkal) ellátott elosztó csövek elhelyezését találták célszerűnek a medence fenekének a közelében. Ez a levegőztetés azért bizonyult kedvezőnek, mert a nagyobb levegőbuborékok a biológiai filmhordozóval töltött térben sokkal nagyobb turbulenciát, s ezzel a biofilm jobb oxigénellátását képesek biztosítani. Az ilyen levegőztető kialakítás ugyanakkor azt is elősegíti, hogy ne jelentkezzen túlzott eleveniszap kiülepedés a levegőztetett medencében. Lézerperforált gumimembránok nem okvetlenül kedvezőek az ilyen biofilmes rendszereknél.

Azt is tapasztalták, hogy a levegőztetés megszüntetése esetében a töltet, tehát a biofilm hordozók minden további nélkül ki tudnak ülepedni a medence fenekére, elengedve az azokban kötött finom légbuborékokat. A levegőztetés megindításával ugyanakkor a fenékre kiült biofilm hordozók minden gond nélkül jól visszakeverhetők a levegőztetett térbe. Így azoknak a döntő része a levegőztető elemek fölött helyezkedik el, s cirkulációjukkal, áramlásukkal a levegőztető csövek alatti töltetet is mozgásba tudják hozni. Még az is előnye az ilyen kialakításnak, hogy nagyon stabil, saválló acél csövekkel is megoldható a levegőbevitel, ami végképpen a levegőztető rendszer rendkívüli tartósságát, használhatóságát eredményezi. A **25. ábra** egy ilyen tipikus levegőztető, csőelosztó rendszer kialakítását mutatja be.



25. ábra: A levegőztető rendszer kialakítása a medencefenéken (a), valamint saválló elosztó csövek a medencefenéken 4 mm-es nyílásokkal az oldalukon (b).

Napjainkra nagyon sokféle műanyag biofilm hordozó került kialakítására. Az Egyesült Államokban, Kanadában, és Izraelben is jelentős fejlesztés volt ilyen tekintetben. Az elmúlt másfél évtized egyértelműen a mozgóágyas biológiai reaktorok, vagy a mozgó biológiai töltettel üzemelő rendszerek sikerességét bizonyították.

A strukturált biofilm hordozók kialakítása vezetett, az integrált, rögzített filmes, eleveniszapos rendszerekhez, melyeknél elsősorban a hideg hőmérséklet mellett történő nitrifikáció javítása volt talán a legfontosabb feladat. Az ilyen biofilm hordozók felhasználását azután szabadalmaztatták olyan technológiai változatokban is, mint az airlift, vagy központosan levegőztetett, és azt körülvevő anoxikus térrel üzemeltetett reaktorok. Ezek elsősorban Izraelben, kis szennyvíztisztítók esetében bizonyultak sikeresnek. Fontos szempont volt a biofilm hordozó részecskék fejlesztésében, hogy a belső térükben kialakuló, lemosódás ellen védettebb biofilm mennyiségét próbálják növelni, ugyanakkor biztosítva ennek a megfelelő oxigénellátását is.

Hamarosan a reaktorokat nem egyetlen medenceként alakították ki, hanem azokban megfelelő elválasztó lemezekkel, mintegy reaktorsorrá alakították, tehát a már korábban bemutatott többlépcsős biofilmes, vagy több eltérő környezetet is hasznosító eleveniszapos tisztítás fele mozdították el a rendszert. Az elválasztó falak vagy lemezek kialakítása persze ilyenkor is további változatosságra adhat lehetőséget. Ha a hordozók kiszűrését az egész keresztmetszetben végzik, egészen másként működik a rendszer, mintha annak csak egy viszonylag sekély alsó, vagy felső szakaszában alakítanak ki szűrőt. A két rendszer között ilyenkor az áramlási viszonyok lényegesen különböznek.

7.2. A mozgóágyas biofilmes szűrők tervezési szempontjai

A mozgóágyas biofilmes, vagy hibrid reaktorok tervezése is alapvetően feltételezi, hogy a tisztítás nem egyetlen medencében, hanem egy bizonyos medencesorban, tehát egymáshoz kapcsolt tisztító egységek sorozatában történik. Ez mindenképpen előnyös, hiszen mindegyik reaktorban egy olyan specialista biofilm alakulhat ki a hordozó felületén, amelyik mindegyik térrészben optimumához közelítő teljesítménnyel működhet. Az ilyen kialakítás nagyon egyszerű a mozgóágyas biológiai reaktoroknál. Igen nagy előny ez a mozgóágyas biofilmes reaktoroknál az eleveniszapos rendszerrel szemben. Azoknál ugyanis mindegyik iszapkehelyben a különböző mikroorganizmusok versengése jelentkezik egyidejűleg. Az utóbbiaknál egy átlagos lebegőanyag vagy iszap tartózkodási időt, vagy iszapkört kell fenntartani a kevert kultúránál. Ennek kell biztosítani, hogy a mikroorganizmusok olyan

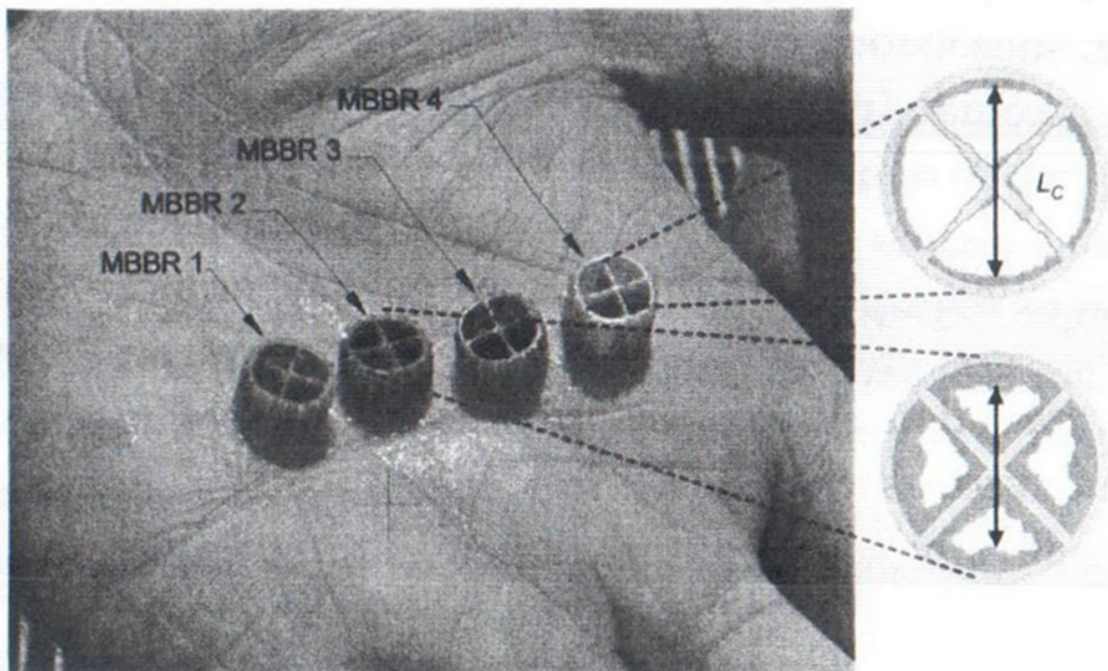
összetétele alakuljon ki, amely a szennyvízzel érkező valamennyi tápanyagot a kívánt mértékben el tudja távolítani. Mivel az eltávolításra tulajdonképpen a hidraulikus tartózkodási idő által biztosított időtartam áll rendelkezésre, a biofilmes rendszerek nagyobb rugalmassággal rendelkeznek, hiszen azokban koncentrált mikroorganizmus tenyészet végezheti el hasonló idő alatt a tisztítást.

7.3. Biofilm hordozók

A biofilmes rendszereknél is meghatározó, hogy megfelelő iszapkoncentráció, aktív biomassa, biofilm alakulhasson ki egy adott reaktorban. A mozgóágyas bioreaktorok esetében a biofilm hordozó viszonylag nagy mennyiségű biofilm tömeg rögzítésére képes. Vizsgálatok alapján a biofilm hordozón rögzülő iszaptömeg a megfelelő töltet és töltöttségi hányad esetében az 1-5 gramm/liter iszap szárazanyag tömeget is elérheti. Ugyanakkor, ha az ilyen biofilmes rendszerek teljesítményét vizsgáljuk az adott térfogatra vonatkoztatva, az eredmények azt mutatják, hogy a szerves anyag eltávolítás határfoka messze nagyobb, mint a megfelelő eleveniszapos rendszerekben. (Rusten és társai, 1995). A biofilmes rendszer, pontosabban a biofilm tisztító kapacitásának az ilyen növekedése a következő tényezőkkel magyarázható:

- a biofilm hordozón viszonylag aktív biomassa alakulhat ki,
- a biofilm vastagságával tömege jelentősen növelhető,
- megfelelő tápanyagellátása a buborékmozgás segítségével növelhető,
- a levegőmozgás, folyadék turbulencia ezt ugyancsak fokozza.

Az ilyen megoldás az egyes reaktorokban, vagy tisztító lépcsőkben a tápanyag típusokra jobban specializálódott iszaptömeg kiépülését, kialakulását teszik lehetővé a biofilm hordozón (26. ábra).



26. ábra: Egy adott hordozón kialakuló iszap a 4 lépcsős biológiai szűrő esetében.

A hordozón kialakuló biofilm vastagságából és színéből is látható, hogy az egyes medenceterekben jellegében más iszaptömeg alakul ki, működik. Első lépcsőben a szerves anyag eltávolításra, míg az utolsóra döntően nitrifikációra specializálódott fajok.

A mozgóágyas biológiai reaktorok vagy egységek, hasonlóan a folyamatos átfolyású eleveniszapos rendszerekhez, különböző kombinációkban rendezhetők el a szerves anyag eltávolítás és a nitrifikáció, denitrifikáció érdekében. A **6. táblázat** az ilyen mozgóágyas biológiai reaktorok általános elrendezési elveit foglalja össze.

6. táblázat: A mozgó ágyas biofilmes szűrők általános kialakítási változatai

Tisztítási szempont	Technológia leírása
Széntartalmú anyagok eltávolítása	Egyetlen MBBR egység Eleveniszapos egység előtti biofilmes előtisztítás
Nitrifikáció	Egyetlen MBBR egység Eleveniszapos egység utáni nitrifikáló biofilm Integrált biofilmes/eleveniszapos egység
Nitrogén eltávolítás (denitrifikáció)	MBBR egység elődenitrifikációval MBBR egység utódenitrifikációval MBBR egység elő- és utódenitrifikációval Nitrifikált szennyvíz utódenitrifikálója

A tisztítást illetően mindegyik részegység hatékonysága a következőktől függ:

- a tisztítandó szennyvíz összetétele, amely behatárolja a technológiai lépcsők kialakítását,
- a rendelkezésre álló biológiai medence rendszer megfelelő rekonstrukció vagy intenzifikálás esetében,
- a tisztítástól megkövetelt hatások, vagy minőségi igények.

Az ilyen mozgóágyas biofilmes, illetőleg hibrid szennyvíztisztítók tervezésénél kulcsparaméter a rendelkezésre álló biofilmfelület (Odegaard és társai, 2000). A tervezésnél az egyes tápanyagok eltávolítási sebességét, valamint a hordozó felületét kell mindenképpen figyelembe venni. A szerves anyag eltávolítása a biofilm heterotrófok lakta felületén nagy sebességgel folyhat, míg az alatta levő autotróf mikroorganizmus réteg nitrifikációs teljesítményét illetően a biofilm felülete a meghatározó. A biofilmes rendszereknél tehát a szerves anyag eltávolítás és nitrifikáció tekintetében is fontos figyelembe vennünk a felületi eltávolító teljesítményt (Surface Area Removal Rate- SARR), valamint a felületi terhelést (Surface Area Loading Rate - SALR). Mint valamennyi tápanyag eltávolításánál, az ilyen biológiai hordozóknál is a szerves anyag eltávolítása jó tápanyag ellátottságnál gyors. Az eltávolítás sebessége ilyenkor nullad-rendű (szerves tápanyag koncentrációtól független), míg kisebb koncentrációnál az elsőrendűvé (koncentrációtól függővé) válhat (Monod-kinetika). Általánosságban itt is igaz a tápanyageltávolításra legszélesebb körben érvényes összefüggés:

$$r = r_{\max} (L/K+L)$$

ahol:

r = az eltávolítás sebessége ($\text{g}/\text{m}^2\text{d}$)

r_{\max} = maximális eltávolítási sebesség ($\text{g}/\text{m}^2\text{d}$)

L = alkalmazott terhelés ($\text{g}/\text{m}^2\text{d}$) és

K = féltelítési állandó

7.4. Szerves anyag eltávolítás

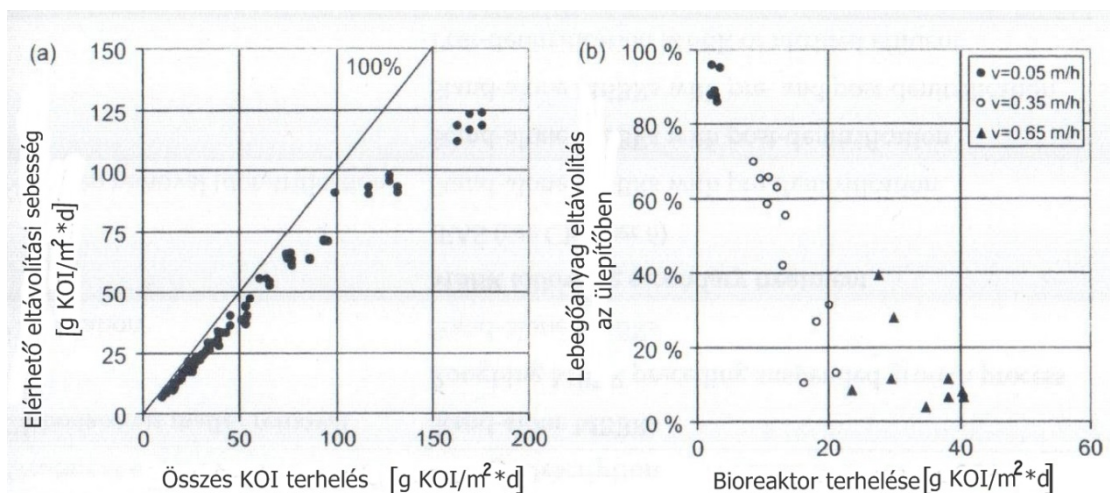
A szerves anyag eltávolításának a sebességét (SALR – Surface Area Loading Rate)) egy mozgóágyas biofilmes reaktor esetében nyilvánvalóan a tisztítási cél, tehát a tisztítás végén elérendő szennyvíz, vagy tisztított víz minőségigénye függvényében kell tervezni. A **7. táblázat** tipikus tervezési értékeket ad meg a BOI_5 terhelésre, figyelembe véve a tisztítási célt. Lényegesen kisebb szerves anyag terhelést szabad csak tervezni, ha nitrifikációt is biztosítani kell egy ilyen tisztítónak. Fordítva, ha csak a szerves anyag eltávolítás a cél, sokkal nagyobb szerves anyag terhelések engedhetők meg. A szerves-C eltávolításhoz azonban a folyadékfázisban megfelelő oxigénellátás is szükséges, aminek valahol 2-3 mg/l között kell lennie. Ennyi elegendő, hogy a biofilmmel a szerves anyag megfelelő sebességgel eltávolításra kerülhessen. Nagyobb oxigénkoncentráció tartása nem fogja javítani a szerves anyag fajlagos felületi eltávolítási sebességét.

7. táblázat: Különböző terheléseknél várható BOI_5 eltávolítási hatások és tisztított víz BOI_5

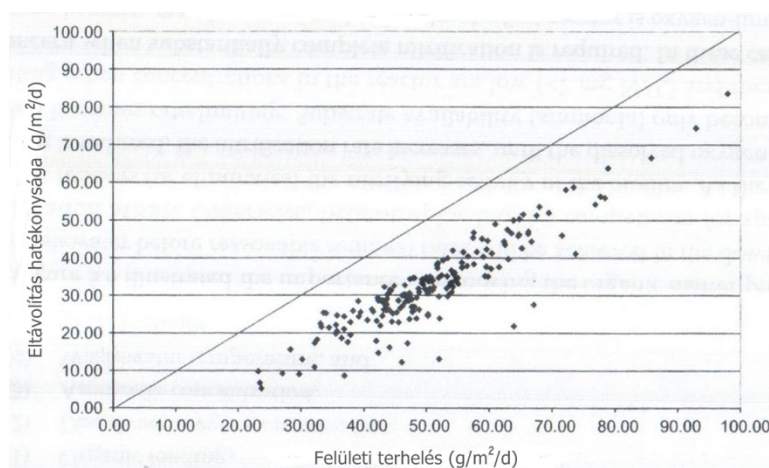
Szerves anyag eltávolítás (%)	Szerves anyag terhelés ($\text{g BOI}_5 / \text{m}^2\text{d}$)
Nagy terhelés (75-80 % BOI_5 eltávolítás)	>20
Normál terhelés, (80-90 % BOI_5 eltávolítás)	5-10
Kis terhelésű rendszerek, (stabil nitrifikáció)	<5

7.4.1. Nagyterhelésű rendszerek tervezése.

Az ilyen tisztításnál gyakorlatilag csak a lebegő és oldott szerves anyag eltávolítása várható a rendszertől. A biofilmről lemosódó iszap ilyen terhelés tartományban rendkívül nehezen ülepedik (Odegaard és társai, 2000). Ennek következtében a nagy terhelésű mozgóágyas biológiai reaktorok után általában koagulációval, flokkulációval segítik az iszap ülepedését. Az is elképzelhető, hogy az így koagulált, flokkulált iszapokat flotációval választják el a tisztított szennyvíztől. Elképzelhető, hogy eleveniszapos recirkuláció nélkül működő rendszereknél a technológia a korábbi rögzített filmes rendszerekhez (csepegtető test) hasonlóan, egy iszapkontakt eljárást alkalmazzon, mintegy második lépcsőben. Ilyenkor persze az iszapkontaktnál viszonylag rövid hidraulikus tartózkodási idő és iszapkor is elegendő ahhoz, hogy a tisztított szennyvíz minősége a szerves anyag tekintetében megfelelő legyen (Melin és társai, 2004). A **27. ábra** ilyen nagyterhelésű biofilmes rendszer (MBBR) hatásfokát mutatja be a fajlagos terhelés függvényében. A **27. ábra b** része ugyanakkor azt mutatja, hogy milyen ülepedési problémák jelentkezhetnek az iszapterhelés függvényében az ilyen biofilmes tisztítórendszerrel. Más üzemi vizsgálatok szűkebb terheléstartományra a **28. ábrán** látható eltávolítási hatékonyság adódott.



27. ábra: A biofilm KOI eltávolítási határfoka a terhelés függvényében, valamint az üleptető vízben maradó lebegőanyag koncentrációja a mozgó ágyas biofilmes szűrés után.



28. ábra: A BOI eltávolítás a fajlagos BOI₅ terhelés függvényében a nagyterhelésű mozgó ágyas biofilmes szűrésnél.

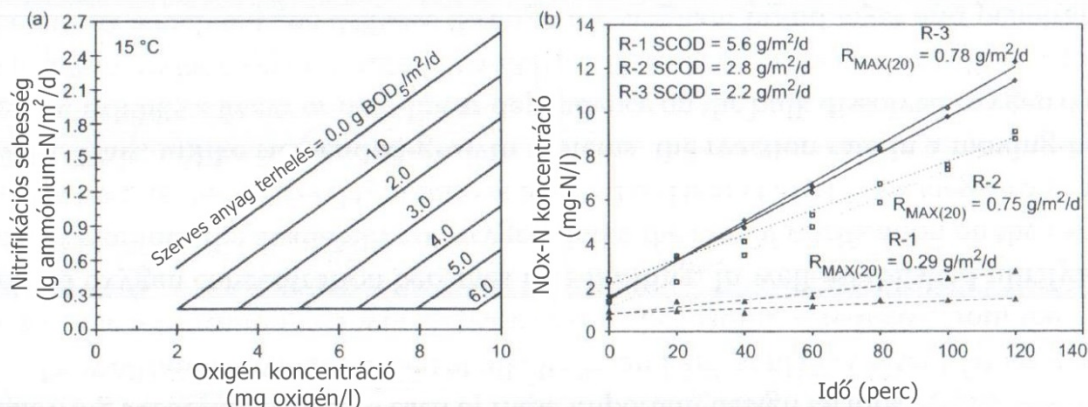
7.4.2. Normál terhelésű rendszerek

A szerves anyag terhelés csökkenésével, adott terhelési érték után, a nitrifikáció beindul a biofilmben. A gyakorlat bebizonyította, hogy a közepes terhelés tartományban (7-10 g BOI₅/m²d) megfelelő tisztítás biztosítható még 10 °C körüli hőmérsékleten is, de a foszfort ilyenkor vegyszeres kicsapattal kell eltávolítani a rendszerből. Az ilyen tisztítóterhelések esetében is javasolható azonban két reaktormedence sorbakapcsolása, ami lényegesen javíthatja a rendszer nitrifikálási biztonságát, s a tisztított víz minőségét.

7.4.3. Kisterhelésű rendszerek.

Ilyen megoldás általában akkor javasolható a nitrifikáló reaktorra, ha azt egy szerves anyag eltávolító reaktor előzi meg. Ez biztosítani tudja azután a második egységben a megfelelő nitrifikációt, illetőleg a kettős kombináció egy gazdaságos megoldást eredményez. Ha a szerves anyag eltávolítás az első mozgó biofilmes szűrőegységben nem megfelelő, akkor a nitrifikáció bizony a következő egységben jelentősen romolhat, és a reaktor gyakorlatilag hatástalanná is válhat. A 29. ábra jól mutatja, hogy a növekvő BOI₅ terheléssel mennyire rohamosan csökken a hordozón kialakuló biofilmben a nitrifikációs sebesség. Ennek

megfelelően a két biológiai lépcsőt nagyon gondosan kell tervezni a különböző tápanyagok eltávolítására.



29. ábra: A BOI₅ terhelés és az oxigén koncentráció hatása a nitrifikációs sebességre 15 °C hőmérsékleten (a); a különböző lépcsők esetén mérhető nitrifikációs sebesség mozgóágyas reaktorsor esetén (b) (Hem és társai, 1994).

A 29. ábrából látható, hogy 0,8 g/m²d nitrifikációs teljesítmény érhető el a 2 g BOI₅/m²d terhelés esetében, ha az oldott oxigénkoncentráció 6 mg/l egy adott rendszerben. Azonban a nitrifikációs teljesítmény 50 %-kal is csökkenhet, ha másfélszeresére, tehát 3 g BOI₅/m²nap értékre növekszik a szerves anyag terhelés. A tervezőnek, vagy üzemeltetőnek ezért a cél elérése érdekében vagy meg kell növelni az oxigén koncentrációt a folyadékfázisban, vagy növelnie kell a hordozó térfogati hányadát a rendszerben, a rendelkezésre álló biofilm felület növelése érdekében. Nyilvánvaló azonban, hogy egyik megoldás sem javítja egy optimumon túl az adott szennyvíztisztítás gazdaságosságát. Célszerűbb tehát az ilyen MBBR rendszereknél kisebb fajlagos szerves anyag terhelésre tervezni az első lépcsőt, hogy utána ne legyenek problémák a második reaktorlépcsőben a nitrifikációval.

A 29. ábra b eleme egy három lépcsős mozgó ágyas biológiai szűrő jellemzőit mutatja be. A vizsgálatok alapján, melyek a különböző lépcsők iszapjának a nitrifikációs teljesítményét pontosították, jól látható, hogy az első biológiai egységben a nitrifikációs teljesítmény jóval kisebb, mint a két következő egységben. Az is jól látható, hogy a 2. és 3. lépcső nitrifikációs teljesítménye között már nincs nagyon nagy különbség. A bal sarokban látható paraméterek viszont azt mutatják, hogy az egyes reaktorokban milyen oldott KOI terhelés volt megfigyelhető az adott rendszerben. Kis terhelés esetén egy mérsékelt felületi terhelés vehető csak figyelembe a fentiek szerint, és ilyenkor is célszerű a felületi terhelést megfelelő hőmérséklet korrekcióval tervezni (Sen és társai, 2000).

$$L_T = L_{10} 1,06^{(T-10)}$$

ahol:

T = T°C a hőmérséklet,

L₁₀ = 4,5 g/m²d 10 °C hőmérsékletnél

7.5. Nitrifikáció

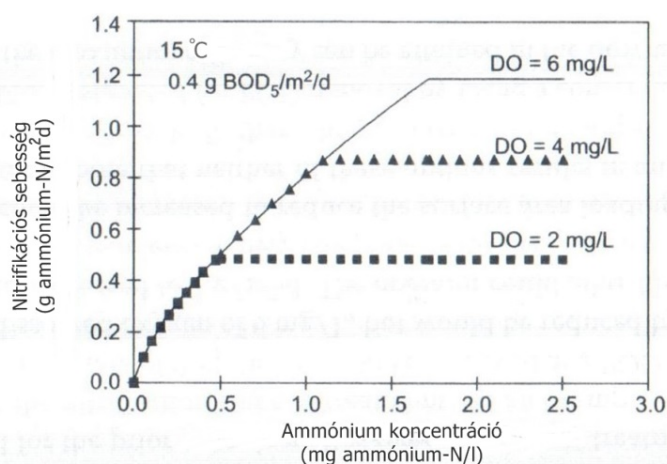
A nitrifikáló mozgó ágyas biofilmes szűrők esetében a tervezésnél viszonylag sok szempontot kell figyelembe venni. A legfontosabbak ezek közül a fajlagos szerves anyag terhelés, az oldott oxigén koncentráció a folyadékfázisban, az ammónium koncentráció, a szennyvíz hőmérséklete, és a szennyvíz pH-ja, alkalinitása. A 29. ábra jól mutatja, hogy a nitrifikáció tekintetében meghatározó, hogy milyen mértékben került azt megelőzően az oldott szerves tápanyag (BOI) eltávolításra. Ha ez elégtelen, a biofilmben végzetes versengés alakulhat ki a

heterotrófok és nitrifikálók között az oxigén hasznosítására. Ha a szerves anyag ellátottság csökken (karbon limitáció), a nitrifikáció sebessége egyértelműen javul a biofilmben, egészen addig, amíg abban az oxigén-koncentráció válik sebesség-meghatározóvá. A szennyvíz ammónium koncentrációja csak akkor válik a nitrifikáció sebesség meghatározójává, ha az 2 mg/liter érték alá csökken a folyadékfázisban (Hem et al., 1994; Odegaard et al., 1994; Odegaard, 2006;). Ez olyan esetekben állhat elő, amikor rendkívül fontos a nitrifikáció, pontosabban nagyon kicsi a tisztított vízre előírt ammónium határérték.

Egy két reaktorból összeállított utónitrifikáló mozgó ágyas biofilmes szűrők esetében, amelynek mindegyik egysége csak nitrifikációt végez, elképzelhető, hogy az első oxigén limitált körülmények között üzemel, míg a második ammónium limitációval működik. A hőmérséklet a nitrifikációra mindig jelentős hatással van, azonban az ilyen biofilmes kombinációknál az oxigén koncentrációval a lehülés hatását jelentősen lehet kompenzálni. Fontos azonban, hogy a vízben az alkalinitás megfelelő legyen, egyébként a nitrifikáció a pH csökkenése miatt is jelentősen csökkenhet a biofilmben.

Azt is megfigyelték, hogy egy jól működő mozgó ágyas biofilmes szűrőnél az oxigén akkor válik a nitrifikáció sebesség meghatározójává, amikor az oxigén/ammónium-N arány a vizes fázisban 2 alá csökken (Hem és társai, 1994, Odegaard és társai 1994). Ilyen értelemben az eleveniszapos rendszerektől eltérően az ilyen biofilmes szűrőkben az oldott oxigénkoncentráció függvényében lehet jelentősen különböző ammónium-oxidációs sebesség is. Ez nagyon valószínű, hogy az oxigén diffúziós gátlásának az eredménye, melynek a biofilmben megfelelő sebességgel be kellene a nitrifikációhoz jutni. (Hem és társai, 1994).

A nagyobb oxigén koncentrációk a vizes fázisból történő oxigén diffúzió sebességét jelentősen megnövelik. Nyilvánvaló, hogy az oxigén bejutását a biofilmben nem csak a koncentráció-gradienssel lehet javítani, hanem a folyadékfázis megnövelt intenzitású keverésével is. A **30. ábra** azt mutatja, hogy megfelelően alacsony szennyvíz ammónium koncentráció esetében az oldott oxigén koncentrációval arányosan növekszik a nitrifikáció sebessége, de egy adott ammónium-N koncentráció elérése után az ammónium koncentráció változásától függetlenül stabilizálódik. Egy megfelelően kialakult vagy kialakított nitrifikáló biofilm esetében így az ammónium koncentráció nem befolyásolja a nitrifikáció sebességét egészen addig, ameddig a már említett oxigén-ammónium-nitrogén arány az 5-2 tartományig nem csökken. A tervezésnél rendszerint a 3,2-es arányt célszerű figyelembe venni, nyilvánvalóan a tisztított víz elfolyó ammónium-nitrogén határértékéről visszszámolva. Ilyen nitrifikáció esetére annak a sebességét a limitáció és a víz hőmérséklet figyelembevételével kell tervezni (Rusten et al., 1995; Salvetti et al.2006).



30. ábra: Az oldott oxigén koncentrációjának hatása a biofilm teljesítményére kis ammónium koncentrációk esetén.

7.6. Denitrifikáció

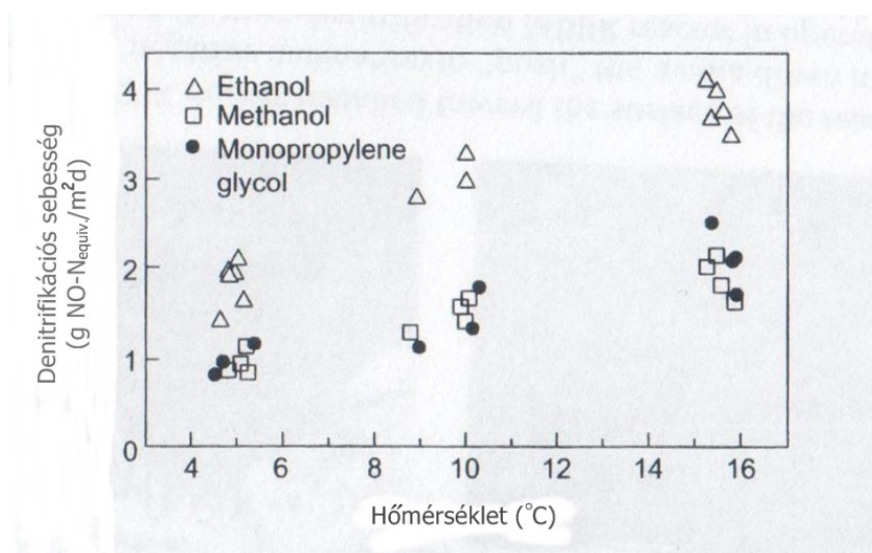
A mozgóágyas biofilmes reaktorok denitrifikációra minden nehézség nélkül alkalmazhatók. Azokat természetesen ilyenkor nem kell levegőztetni, sőt a nitrifikált folyadék megfelelő recirkulációjára is szükség van. Denitrifikáció csak ekkor játszódhat le bennük. A denitrifikáló reaktorokat célszerű a levegőztetett reaktorok előtt elhelyezni. Az elődenitrifikáló egységben így jó szerves anyag és nitrát ellátás is biztosítható. Jól kiépített elődenitrifikáló egységek 50-70 %-os nitrogén eltávolításra is képesek lehetnek. Ehhez nem is kell különösen nagy belső recirkulációs arányt használni. 1:1-3:1 arányig általában elegendő a nitrátos víz recirkulációja. Tipikus denitrifikációs sebességek láthatók a **8. táblázatban**.

8. táblázat: Elődenitrifikáció esetén tervezhető denitrifikációs sebességek a lakossági szennyvizek tisztításánál.

Denitrifikáció sebesség (NO ₃ -N egyenérték)	Hivatkozás
0,4 – 1,0 g/m ² d (Gardemore szennyvíztelep, Norvégia)	Rusten és Odegaard, 1995
0,15-0,5 g/m ² d (Freevart szennyvíztelepi kísérleti, félüzemi egység, Norvégia)	Rusten et al., 2000
0,25-0,8 g/m ² d (Crow Creek szennyvíztelep kísérleti, félüzemi egység, USA)	McQuarrie és Maxwell, 2003

7.7. Utódenitrifikáció MBBR reaktorok esetében

Az utódenitrifikáció mozgó biofilmes reaktoroknál is megfelelő lehet, akár az eleveniszapos rendszereknél. Azonban itt is megfelelő szerves tápanyag ellátás kell a nitrát oxigénjének az elfogyasztásához. Ehhez valamilyen segédanyagot kell használni. A maximális nitrát eltávolítás ilyen esetekben (megfelelő külső tápanyag biztosítása) akár a 2 g nitrát-N /m²d értéket is meghaladhatja. A **31. ábra** különböző szerves tápanyagok esetében mért denitrifikációs sebességet mutat be.



31. ábra: Denitrifikációs sebesség a hőmérséklet és a különböző segéd tápanyagok függvényében. (Rusten és társai, 1996)

Az utódenitrifikáció akár 100 % nitrogéneltávolítást is biztosíthat. Természetesen a denitrifikáció olyan kombinációban is elképzelhető, hogy mind elő-, mind utódenitrifikációt kiépítenek egy adott rendszerhez. Az elődenitrifikációt a téli időszakban szükség szerint

szüneteltetni is lehet. Pontosabban azt az egységet is levegőztetve a rendszer nitrifikációs kapacitása növelhető a kívánt mértékre. Ilyenkor az utódenitrifikáció fog több segédanyagot igényelni, ami jelentősen drágítja a megoldást. A denitrifikáció esetében törvényszerű, ha a levegőztetés nem üzemel, valamilyen külső keverési energiával kell biztosítani a mozgóágyas biofilm töltetnek, illetőleg a folyadéknak a mozgásban tartását, s ezzel a mikroorganizmusok tápanyaghoz jutását. Ehhez általában $25-36 \text{ W/m}^3$ keverési energia szükséges.

Hivatkozások

- Halling-Sorensen, B. and Jorgensen, S. E. (1993) *The Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater*. 1st Edition, Elsevier Science Publishers, Amsterdam
- Hem, L., Rusten, B., Odegaard, H. (1994) Nitrification in a Moving Bed Reactor. *Water Res.*, 28, 1425-1433.m
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. L. C. and Arvin, E. (2002) *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. 3rd Edition, Springer, Germany
- Lazarova, V., Manem, J. (1994) Advances in Biofilm Aerobic Reactors Ensuring Effective Biofilm Activity Control. *Water Sci. Technol.*, 29, 319-327.
- Mc Quarrie, J., Maxwell, M. (2003) Pilot-Scale Performance of the MBBR Process at the Crow Creek WWTP. *Proceedings of the 76th Annual WEF Exposition and Conference*. Los Angeles, USA
- Melin, E., Odegaard, H., Helness, H., Kenakkala, T. (2004) High-Rate Wastewater Treatment Based on Moving Bed Biofilm Reactors. *Chemical Water and Wastewater Treatment VIII*, IWA Publishing: London, United Kingdom, 39-48.
- Odegaard, H., Gisvold, B., Strickland, J. (2000) The Influence of Carrier Size and Shape in the Moving Bed Biofilm Process. *Water Sci. Technol.*, 41, 383-391.
- Odegaard, H., Paulsrud, B., Bilstad, T., Pettersen, J. (1991) Norwegian Strategies in the Treatment of Municipal Wastewater Towards Reduction of Nutrient Discharges to the North Sea. *Water Sci. Technol.*, 24, 179-186.
- Odegaard, H., Rusten, B., Westrum, T. (1994) A New Moving Bed Biofilm Reactor-Application and Results. *Proceedings of the 2nd International Specialized Conference on Biofilm Reactors*, Paris, France, Sept 29-Oct 1., International Association on Water Quality: London, United Kingdom, 221-229.
- Odegaard H. (2006) Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process, *Water Sci. Technol.*, 53 (9) 17–33.
- Rittmann, B. E. and McCarty, P. L. (2001) *Environmental Biotechnology: Principle and Applications*. International Edition 2001, McGraw-Hill Book Co., Singapore
- Rusten, B., Hem, L., Odegaard, H. (1995), Nitrification of Municipal Wastewater in Novel Moving Bed Biofilm Reactors. *Water Environ. Res.*, 67., 75-86.
- Rusten, B., Wien, A., Skjefstad, J. (1996) Spent Aircraft Deicing Fluid as External Carbon Source for Denitrification of Wastewater: From Waste Problem to Beneficial Use. *Proceedings of the 51st Purdue Industrial Waste Conference*, West Lafayette, Indiana, May 6-8, Purdue University: West Lafayette, Indiana.
- Salvetti, R., Azzekino, R., Cabziani, R. Bonomo, L. (2006) Effect of Temperature on Tertiary Nitrification in Moving-Bed Biofilm Reactors. *Water Sci.*, 40, 2981-2993.
- Sen, D., Copithorn, R., Randall, C., Jones, R., Phago, D., Rusten, B. (2000) Investigation of Hybrid Systems for Enhanced Nutrient control, Project 96-CTS-4, Water Environment Research Foundation: Alexandria, Virginia.

8. Hibrid, biológiai szennyvíztisztítások

8.1. Az integrált rögzített filmes és eleveniszapos rendszerek áttekintése

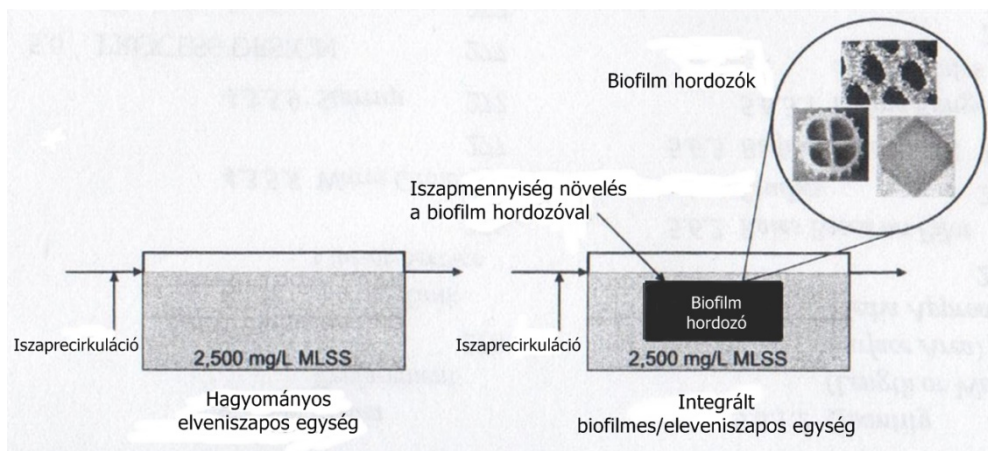
A múlt század 70-es éveiben támadt először a gondolat a kétféle biológiai szaporodás összekapcsolására, azonos reaktorban történő hasznosítására. Az ilyen megoldásokat hibrid reaktorokként, vagy rendszerekként tartják ma számon. Annak ellenére, hogy ezt a megoldást napjainkban igen általánosan hasznosítják régebben kiépített tisztítók hatásfokának, kapacitásának növelésére, pontos tervezésükről, optimális üzemeltetési lehetőségükről az ismeretek meglehetősen hiányosak (Daigger et al, 1998; Boltz és Daigger, 2010). A biofilm és eleveniszap együttes működésének pontosabb megismerése ezért a jövőben még további fejlesztési lehetőségeket jelenthet mind az aerob, mind az aerob-anaerob kombinált rendszerek kiépítése, intenzifikálása és fokozott nitrogén-eltávolítási lehetőségei tekintetében. Az utóbbiak részben a szükséges fajlagos tisztító-térfogat, részben a tisztított szennyvizek nitrogéntartalmának a további csökkentését jelenthetik. A további ismertető csak az aerob hibrid rendszerek megismertetését, további fejlesztési lehetőségeit próbálja bemutatni.

Elvileg a hibrid megnevezés bármely olyan tisztításra igaz, amely két különböző tisztítási módot, vagy megoldást is tartalmaz. A gyakorlatban legelőször a rögzített film és eleveniszap kombináció az ún. IFAS eljárás vált széles körben ismerté, elterjedté. Az IFAS megnevezés az integrált rögzített film - eleveniszap angol nevének a rövidítéséből alkotott betűszó. A hagyományos biofilmes szűrés, valamint az eleveniszap olyan kombinációja, amelynél a biofilm terhelést a mellette lebegő formában szaporodó iszap lényegesen befolyásolja.

Az IFAS kialakításának ezzel az is célja volt, hogy az eleveniszapos medencében megnövelje a biofilmmel a teljes iszaptömeget, megnövelje az adott tisztítónak a térfogati tisztítási teljesítményét. Teheti ezt az eleveniszap kismértékű túlterhelésével, amit a nitrifikáló mikroorganizmusok biofilmben történő elszaporításával tud kompenzálni. Ilyen értelemben az IFAS megoldás a nitrifikációs teljesítményben is kapacitásnövelést jelent. Ez a hatás fokozható még néhány medencetér sorbakapcsolásával is, melyek az elsők túlterhelése mellett a sor végén még kedvezőbb nitrifikálást biztosíthatnak.

Az első hibrid rendszer kiépítések a korábban megépített eleveniszapos egységek tisztítókapacitásának a növelésére történtek. Ganczarzyk (1983) beszámolt róla, hogy már a 60-as évek végén megpróbálták japán szakemberek a levegőztetőbe telepített hordozóval valamiképpen csökkenteni az utóülepítő iszapterhelését. Az első nagyüzemi hibrid rendszert 1975-ben Philadelphiában (USA) építették ki, ahol eleveniszapos medencére telepítettek rá forgótárcsás kontaktort (Guarino et al., 1980). A 80-as években azután többféle hibrid megoldás is megvalósult Európában (CAPTOR és LINFUR), valamint Japánban (Ringlace) (Nicol et al., 1988). Az ilyen rendszerek fejlesztését a biofilmes tisztítás kedvező hatásai gyorsították. Az utóbbi időkben már a rögzítő, vagy hordozó anyagba történő mesterséges baktérium immobilizálás is sikeresnek bizonyult (Emori et al., 1994; Tanaka et al., 1991). Emellett sokféle szuszpendált hordozós hibrid rendszer kiépítésére is sor került (Tijhuis et al., 1994a, b; Chudoba et al., 1994b; Rusten et al., 1994a,b; Münch et al., 2000; Lee et al., 2002; Nigueire et al., 2002). A félüzemi, üzemi egységek igazolták a megoldás egyszerűségét és olcsóságát meglévő telepek intenzifikálására, különösen ha további telep bővítésre már nem állt rendelkezésre földterület, vagy azt csak igen drágán lehetett megszerezni (Morper et al., 1990; Sen et al., 1994; Randall et al., 1996; Rusten et al., 1994a; Münch et al., 2000).

A hagyományos eleveniszapos tisztító és az IFAS rendszer, tehát a rögzített biofilmes - eleveniszapos rendszer, alapvető működési különbségét a **32. ábra** mutatja be.



32. ábra: Az IFAS tisztítás, valamint a hagyományos eleveniszapos tisztítás.

Egy eleveniszapos rendszerhez képest az IFAS rendszer az iszapkoncentrációt, pontosabban a biomassza tömeget a medencében megkétszerezheti. Mivel a hordozón rögzített biofilmből elsősorban a felületén szaporodó heterotrófok szakadnak le, az alatta kialakuló nitrifikáló réteg, vagy biomassza átlagos tartózkodási ideje jóval nagyobb lesz, mint a lebegő részé (iszapkor). A folyadékáram a hibrid kialakítású medencéből csak a lebegő iszapot szállítja az utóülepítőbe. Így az utóülepítő iszapterhelése gyakorlatilag az eleveniszap rendszeréhez képest alig változik. Ha megnövelhetjük így a biofilmmel a mikroorganizmus-tömeget, a teljesítménye is valamiképpen hasonlóan fog alakulni. Kérdés, hogy a biofilm teljesítménye hogyan növekszik a szerves anyag és ammónium oxidációt illetően a terhelés növelésével. Ha az megfelelően nitrifikál, a belőle leszakadó nitrifikáló filmrészek az eleveniszapot beoltva, azt is képessé teszik valamilyen mértékű nitrifikációra. Azt már korábban is jeleztük, hogy a biofilm leszakadó részeinek a kiülepedését az ilyen kombináció (TF/SC) egyértelműen javítja. Ezt az iszapindex csökkenésében, a fonalásodás mérséklődésében lehet érzékelni. Ez a kombináció összességében valamelyest csökkenő fajlagos iszapprodukciónak is jelenthet a biofilm jobb iszapoxidációjának eredményeként.

A korábbiaknak megfelelően, a mérsékelt terhelésű, hibrid rendszereknél a szerves anyag eltávolítás mellett megfelelő szimultán nitrifikáció és denitrifikáció is egyaránt megoldható. Azt is tapasztalták, hogy az ilyen kombinált, vagy hibrid rendszerek sokkal gyorsabban regenerálódnak egy üzemzavart követően, mint a hagyományos eleveniszaposak.

Napjaink műszaki fejlesztései a hibrid rendszerek további kedvező adottságait próbálják kihasználni. Egy ilyen tisztító, melynél a heterotrófok és nitrifikálók növekedését sikerül úgy szabályozni, hogy a szerves anyag lebontása az előzőek révén meghatározóan az eleveniszapban, míg a nitrifikáció a biofilmben történjen, az utóbbiak szerves anyag terhelés limitációja elviselhetőre csökkenthető, s a biofilm nitrifikációja a teljes rendszerben lényegesen nagyobb átlagos térfogati teljesítményt is biztosíthat (Tijhuis et al., 1994b; van Benthum et al., 1996, 1997). Az ilyen rendszerrel a biofilm szerepe tehát különösen specifikussá válik. A jövőben ennek a megoldásnak várhatóan széles alkalmazása nyílhat, ha ténylegesen sikerül az üzemeltetés szabályozásával mintegy azonos térben működő két szelektív reaktor-rendszerre szétválasztani a különböző mikroorganizmus fajokat és tevékenységüket.

Ennek megfelelően az IFAS rendszer gyakorlatilag a korábbi két hagyományos rendszereknek az intenzifikálásaként, optimalizálásaként értékelhető. A medencébe helyezett statikus, vagy mozgó biofilm hordozó lehetővé teszi a térfogati teljesítmény fokozását. Felszabadulhat ezzel a medencének egy térrésze, s az leválasztható anoxikus reaktortér kialakítására. Ugyanez elképzelhető további (anaerob) medencetér kialakítással is, ami viszont az eleveniszap fokozott biológiai foszforeltávolítását teszi így lehetővé. Magának a szerves anyagnak az eltávolítására is célszerű a hibrid MBBR reaktort több sorbakapcsolt lépcsőre bontani. Ez a nitrifikációt illetően is előnyös. Ez a megoldás megfelelő rekonstrukcióval hasznosnak bizonyult a hagyományos, vagy korábban épített eleveniszapos medencék teljesítménynövelésére, tisztítási hatásfokának, tápanyag eltávolításának a növelésére.

A biofilm ilyen értelmű telepítése az eleveniszapba tehát nagyon változatos reaktor-konfigurációban oldható meg. Nem csak az aerob medencében növelhető az iszapmennyiség a biofilmmel, hanem akár az anoxikus medencében is, ami a nitrogén eltávolítását is jelentősen javíthatja. Szükségszerű, hogy az anoxikus medencét ilyenkor keverni is kell a biofilm és eleveniszap megfelelő tápanyagellátása érdekében, és megfelelő nitrátcirkulációnak (iszapos víz recirkuláció) is kell lenni abban. Annak ellenére, hogy elvileg az anaerob medencébe is lehetne töltetet telepíteni, ez a megoldás a gyakorlatban nem terjedt el, nincs különösebb haszna. A levegőztetett medencében történő ilyen iszaptömeg növelés viszont egyre terjedő gyakorlat, s a hibrid (nitrifikáló/denitrifikáló) rendszerek igen változatos kialakításai kerülnek napjainkban kiépítésre. Kiépítették azokat már elő és utódenitrifikációs változatban is.

A biofilmek telepítése eleveniszapos medencébe tökéletesen kevert tankreaktor, vagy csőreaktor jellegű medence kialakítás esetében is megvalósítható. Rögzített statikus lemezek esetén nincs gond a hordozó visszatartásával. Ez függőyszerű fonalakból kialakított, hasonló beépítésű hordozónál is igaz. Mozgó biofilm, illetőleg biofilm hordozó esetén azonban elengedhetetlen, hogy a medence elfolyó pontjáról az ott szűréssel visszatartott biofilm hordozót valamiképpen visszajuttassák a levegőztető medence elejére.

Az integrált biofilmes, eleveniszapos rendszert könnyű elvében összekeverni a mozgóágyas biofilmes szűrőkkel. A korábbi IFAS kialakításoknál jellemző volt, hogy nem iszaprecirkulációval működtek, viszont a felgyülemlett eleveniszap ciklikus eltávolítására visszamosásokat kellett alkalmazni. A rögzített, de lazán elhelyezett biofilm hordozóknál nagyobb lehetőség van a biofilm túlszaporodásának megakadályozására a folyadékfázis intenzívebb levegőztetésével, keverésével. Napjaink lakossági szennyvíztisztítását végző mozgó biofilm hordozós (MBBR) hibrid megoldásainál viszont minden esetben eleveniszapos recirkulációt alkalmaznak a reaktorban működő iszaptömeg maximálására.

A visszaforgatott lebegő iszap ilyenkor jelentősen növeli a rendszer tisztító kapacitását (Hamoda et al., 2000). A nagyobb szemcseméretű hordozók kis fajlagos felülete következtében a biofilm koncentrációja a reaktorban csak néhány száz mg/l nagyságrendű. Ennek megfelelően a szennyező anyagok eltávolítását döntően a lebegő iszapréz kell, hogy végezze. Ilyenkor is jelentősen javíthatja azonban a biofilm a nitrifikációt, különösen kisebb hőmérsékleten (Randall et al., 1996; Sen et al., 1994; Jones et al., 1998), illetőleg lökészerű terhelések esetén is stabilizálhatja az a tisztító teljesítményét (You et al., 2003; Jones et al. 1998).

A biofilm munkáját fokozottabban érvényesítő IFAS rendszerek a fentiekből kifolyólag igen alkalmasak a nagyterhelésű eleveniszapos tisztítást követő utónitrifikációra is. Ilyenkor azok

ammónium terhelése a biofilmben a nitrifikálók dominanciája miatt lényegesen növelhető. Ilyeneket rendszerint túlterhelt eleveniszapos rendszerek utáni utónitrifikációra hasznosítják leginkább. A kis iszapszaporulat miatt akár a víznél nehezebb biofilm hordozóval is kialakítható, melynél gyakorlatilag a biofilmes szűrés lesz a meghatározó. Gondot jelent persze ilyenkor a denitrifikáció, melyet rendszerint utólagos tápanyag adagolással egy újabb, akár hasonló IFAS egységben biztosítanak. Ennek a ciklikus iszaple mosása nagyobb gyakoriságú, és maga a denitrifikáció is igen költségigényes. Az ammóniumból keletkező nitrát redukciójához szükséges segédtápanyagigényből és árból ez utóbbi pontosítható. A gyakorlatban ilyen rendszer valósult meg a dél-pesti szennyvíztisztítóban a korábbi eleveniszapos kapacitás bővítése nélkül. A korszerű, lakossági szennyvíz tisztítására is alkalmas MBBR-ek együttes szerves anyag és nitrogéneltávolítást alkalmaznak, szükségszerűen iszaprecirkulációval.

A hibrid rendszereknél az iszap ülepedésének javulását és az iszap fonalasodásának csökkenését figyelték meg (Wanner et al., 1988; Morper et al., 1990; Chudoba et al., 1994b; Lessel et al., 1994; Dalentoft et al., 1997; Jones et al., 1998; Wang et al., 2000, Kim et al., 2010). Ezt üzemi vizsgálatok is jól bizonyították. Wanner és társai (1988) beszámoltak róla, hogy 20 nap alatt az iszapindexet 1500-ról 150-re tudták így csökkenteni a fonalások igen gyors kimosódásával. Esetükben az összes biomassza tömeg 90 %-a biofilmként volt jelen a hibridde alakított rendszerben. Az iszapkört növelésével az iszapindex az üzemeltetés szempontjából kedvező, 100 ml/g körüli értékre állt be. A film valamiképpen kedvezőbb iszapállag kialakulásához vezet a hibrid rendszerek eleveniszapjánál, visszaszorítva abban a fonalások növekedését (Wanner et al., 1988; Chudoba et al., 1994b).

Az iszapduzzadás mellett az eleveniszapos rendszerek hasonlóan kellemetlen jelensége a túlzott habosodás, stabil habréteg keletkezése a levegőztető medence felületén. Korábban bebizonyosodott, hogy az azt előidéző mikroorganizmusok az actinomyceték csoportjába tartoznak. Közülük is a *Nocardia amarae* az egyik felelős faj (Ganczarzyk, 1983; Mori et al., 1992). Ezek rendszerint zsírosabb, olajosabb szennyvizekben, nagyobb iszapkor és hőmérséklet esetén válnak dominánssá (Ganczarzyk, 1983; Pitt et al., 1990; Sezgin et al., 1985). A habzás csökkentésére több más javaslat mellett az iszapkor 1,5 – 2 naposra történő csökkentését is javasolták (Sezgin et al., 1985; Pitt et al., 1990; Cha et al., 1992; Mori et al., 1992). Ilyen iszapkor azonban már nem biztosíthat nitrifikációt a hagyományos eleveniszapos rendszerben. A nitrifikáció csökkenése nélkül biztosítható ugyanakkor a habzás visszaszorítása a hibrid rendszerekben, melyekben a biofilm az iszapos rész ilyen rövid iszapkora mellett is kellő nitrifikációt biztosíthat. Sen és társai (1994) 0,9 kg KOI m³d és 0,1 kg N/m³d terhelésnél hibrid rendszerrel 1,7 napos iszapkornál teljes nitrifikációt mértek, míg az eleveniszapos ugyanilyen rendszer csak 3-4 napos iszapkorral biztosította a nitrifikációt. Vizsgálataikat A2/O típusú rendszer kialakítással végezték. Ennél az anaerob és anoxikus zónák (3 illetve 2 sorbakapcsolt egységgel) nagymértékben csökkentették a rendszer általános terhelhetőségét. Nagyobb szerves anyag terhelésnél nem vizsgálták ugyanezt a hatást.

Kedvezőtlen adottsága viszont az ilyen kombinált rendszereknek, hogy a medencék leállítása, valamilyen tisztítása esetében jelentős a szagképződés veszélye a biomassza anaerob rothadása eredményeként. Ez azt jelenti, hogy bizony ilyenkor egyéb lépcsőket, tárolókapacitásokat is be kell iktatni a tisztítás folyamatába. Ilyen lehet pl. a megfelelő medence biztosítása a biofilm hordozó időszakos eltávolítására. Megjegyzendő talán az is, hogy a biofilm hordozó az eleveniszapos rendszerhez képest valamelyest megnöveli annak a hidraulikus ellenállását, s célszerűen durva buborékos levegőztetést igényel.

8.2. A biofilm hordozó típusa

Az eleveniszapos rendszerekben a gyakorlatban nagyon sokféle hordozó alkalmazására sor került. A két alapvető típusa a rögzített, vagy a szabadon úszó hordozó.

A rögzített biofilm hordozó rendszerint valamilyen csövecskéből, rögzített lapból, vagy rögzített hálóból, függönyfonatból alakítható ki. A hordozót szükségszerűen mindegyik esetben valamilyen vázszerkezeten kell rögzíteni, hogy az fixen maradjon a levegőztetéssel mozgásban tartott eleveniszapos folyadékban.

A mozgó hordozó részek ugyanakkor vagy valamilyen megfelelő formatestre vágott poliuretán kocka, vagy szilárdabb, kis műanyag hordozóelemek, amelyek a legkülönbözőbb formában történhetnek kialakításra. Egy viszonylag jól elfogadott klasszikus megoldásuk a vonatkerekekre emlékeztető küllős szerkezetű csövecske, vagy lapocska, esetleg formatest, mint azt a mozgó ágyas biofilmes tisztítás fejezetében már bemutattuk.

Műanyaghálók (Chudoba et al., 1994a) kerámiatányérok (Hamoda et al., 2000), műanyag korongok (Wanner et al., 1988; You et al., 2003), drótszerű anyagokból készített karikák (Sen et al., 1994; Randall et al., 1996; Watchow, 1990) egyaránt felhasználásra kerültek már hordozóanyagként. A rögzített ágyas hibrid rendszerek intenzív levegőztetése ugyan szükségessé teszi a rajtuk kialakuló, részben mechanikusan kiszűrt szennyezőket is tartalmazó biofilm ciklikus visszamosását, katasztrofális eliszaposodás, legyek túlszaporodása és eldugulási problémák az ilyen rendszereknél is jelentkeztek már, tönkretéve azok működését, különösen a nitrifikációját (Lessel et al., 1994; Jones et al., 1998; Suzuki et al., 1999). A rögzített hordozón kialakuló biofilmet a mozgó hordozóéhoz képest a rosszabb oxigénellátása miatt kevésbé hatékonyak találták (Wartchow et al., 1990; Wanner et al., 1998; Sen et al., 1994).

Az integrált, rögzített filmes eleveniszapos rendszerekben a fenti hordozók bármelyike alkalmazható. A fejlesztés beindultakor előbb a műanyag lemezeket, ill. a csepegtetőtest jellegű kialakítást vezették be azok eleveniszapos folyadékkal történő elárasztásával. A mozgó biofilm töltetek fejlesztése is a medencében kialakítható fajlagos biomassza mennyiség növelésére indult be. Előbb a nagy fajlagos felületű szivacszerű kockák terjedtek a gyakorlatban, majd a polietilén feldolgozásának fejlődésével a merev formatestek gyártása került előtérbe. Nagy előnye az utóbbi a mozgó tölteteknek, hogy a folyadékfázis turbulenciájának a fokozásával (levegőztetés) belső részeik oxigénellátása lényegesen megnő, kevésbé hajlamosak az eltömődésre, valamint a visszatartásukra alkalmazásra kerülő szűrőelemek eltömítésére. Ezek élettartama is lényegesen hosszabb, s egyben velük az ilyen rendszerek működtetése is sokkal egyszerűbb.

A mozgó hordozóknál a tápanyag transzport kedvezőbb, ezért is váltak népszerűvé a szuszpendált hordozós biofilmes vagy hibrid rendszerek. Vízéhez közeli fajsúlyú hordozókból készített mozgó hordozók a Kaldnes elemek (Odegaard et al., 2000; Rusten et al., 1994), az ANOX gyűrűk (Münch et al. 2000), plasztik ágyak (Emori et al., 1994; Tanaka et al., 1991; Nogueira et al., 2002), poliuretán hab részecskék (Sen et al., 1994; Wang et al., 2000; Reimann et al., 1990; Morper et al., 1990).

A fejlesztés kezdeti időszakában persze sok forgótárcsás kontaktor egységet is intenzifikáltak így az eleveniszap, vagy keletkező biomassza visszavezetésével, és valamilyen alsó

levegőelosztással történő oxigénellátással. Ezzel az egyszerű, vagy elárasztott RBC üzemeket gyakorlatilag hibrid biofilmes, eleveniszapos rendszerekké alakították. Az elárasztott üzemmódban működők esetén akár 40 % térfogathányadig is megtöltötték azok szabad folyadéktérfogatát. Míg a klasszikus RBC-eket eleveniszap visszavezetéssel is rendszerint folyamatosan levegőztetett rendszerként működtették, az elárasztott forgótárcsás kontaktoroknál célszerűbb volt ki lehetett anoxikus egységeket, vagy ciklusokat azokban. Történhetett ez akár csak eleveniszapos anoxikus egységként bekapcsolva is a tisztítósorba a denitrifikáció fokozására.

8.3. Rögzített hordozós rendszerek

A korábbi részekben már említés történt arról, hogy tulajdonképpen a hibrid rendszer alapelve már az 1930-as években az Egyesült Államokban alkalmazott, elárasztott filmes rendszereknél megszületett. Más kérdés, hogy ott a levegőztetés megoldása még teljesen kezdetleges volt, de így is egészen jó eredményeket tudtak a biofilm-eleveniszap kombinációval kialakítani. Ezeknél a megoldásoknál különösen jó volt, ha két egységet sorbakapcsolva alkalmaztak, vagy netán a két elárasztott egység között egy utóülepítővel még az első lépcsőben keletkező, leszakadó biofilmet is eltávolították.

Az ilyen megoldásnál azonban abban az időben iszaprecirkulációt még nem alkalmaztak. A töltet többnyire azbeszt lemezekből állt, amelyeket 3-4 cm távolságban helyeztek el a levegőztetett medencében. A levegőztető elemek ekkor még valamilyen perforált, vagy réselt levegő elosztó csövek voltak. A szennyvíz hidraulikus tartózkodási ideje 1,7-3 óra között változott a levegőztető medencében. Az Egyesült Államokban a szennyvizek persze mindig lényegesen hígabbak voltak, mint Európában. A függesztett biofilm hordozó lemezek sajnos jelentősen akadályozták a vízszintes irányú folyadékmozgást, oxigén diffúziót is, ami a teljesítmény csökkenését kellett, hogy eredményezze a mai biofilm hordozókéhoz képest.

A biofilmnek a hordozó felületén történő immobilizálása megfelelő felületi tulajdonságokat követeli meg az utóbbtól. Termodinamikailag a baktériumok megtapadása akkor kedvező, ha az a szabad energia csökkenésével jár (Teixiera et al., 1998a). A nitrifikáló biofilm különböző anyagokon történő megtapadását vizsgálva a cellulózt találták legkedvezőbbnek. Azon egy nap alatt is kitűnő megtapadást volt megfigyelhető (Kim et al., 1997). Megfigyelték továbbá, hogy a cellulóz hordozós nitrifikáló film biztosított legnagyobb fajlagos átalakítási sebességet megfelelő kialakulása után ($800 \text{ g NH}_3/\text{m}^3\text{d}$). Ez mintegy négyszerese volt az egyéb polimereknél, mint poliuretán habnál, vagy gumiaprítéknál mért értékeknek. Mivel a baktériumoknak mindig negatív felületi töltésfeleslegük alakul ki, a pozitív töltésfelesleggel rendelkező hordozón történő megtapadásuk, kolonizációjuk kedvező.

A biofilm hordozó minőségi változását jelentette a 60-as évek során Japánban kifejlesztett függőnyszerű műanyagháló, amit felülről kellett függeszteni, illetőleg megfelelően rögzíteni a levegőztető medencében. Az ilyen biofilm hordozó ugyanakkor a biofilmnek jobb átjárhatóságát biztosította vízszintes irányban is, tehát a konvekció messze jobban érvényesülhetett a biofilm tápanyagellátásában, mint a korábbi amerikai fejlesztésnél. A műanyag hálók alkalmazása azután egy két évtized múlva az Egyesült Államokban és Németországban is széles körben elterjedt. Különösen a biológiai tápanyag eltávolításának a javítására tudták sikeresen alkalmazni ezt a biofilm hordozót. Ekkora az eleveniszapos medencében olyan rögzített, mégis mozgó hálók, függönyök kerültek, melyek egyszerű kiemelésével, letisztításával a túlszaporodás is csökkenthető volt. Nem okoz gondot a megfelelő rögzítő kerettel kiemelni a műanyag hordozó és rajta levő iszaptömeget (blokkokat)

sem kiemelni az eleveniszapos medencéből. Eközben egyébként a feltapadt víz lecsurgása miatt a túlszaporodott biofilm döntő része is leszakad a hordozóról.

Az utóbbi években a függönyszerű biofilm hordozók, széles körben népszerűvé vált. Kialakításuknál elengedhetetlen, hogy mind a rögzített elemek fölött, mind pedig alattuk megfelelő szabad tér álljon rendelkezésre (felül mintegy 0,3 m, alul ennek a duplája), hogy a levegő buborékok egyenletes bevezetését, majd a felszínen történő összeállását biztosíthassa. Így a tartó elemeknek, blokkoknak a levegőztető tankban megfelelően pozícionálva kell lenni. A folyadék fázisban hosszanti folyadék átvezetésénél bizonyos szerves tápanyagkoncentrációgradiens alakul ki, de ilyen az oxigénellátásban is kialakítható (levegőztető elem sűrűség, illetőleg szakaszos légbevitel szabályozás). Kiépítettek ilyen rendszereket kör medencékként is, ahol a folyadék mozgását a szabad áramláson túl megfelelő keverő elemekkel is növelik. Ezeket az egyes blokkok közötti szakaszokba lehet elhelyezni (**33. ábra**). A behelyezés lehetőségét a **34. ábra** szemlélteti, hangsúlyozva a kiemelő szerkezet fontosságát is.

Az üzemeltetés tervezésénél alapvető feladatnak tekinthető, hogy a lebegő iszap, tehát az eleveniszap átlagos hidraulikus tartózkodási ideje a hibrid medencében is nagyobb legyen, mint a nitrifikációhoz minimálisan megkövetelt iszapkor a megfelelő eleveniszapos rendszerben. Ha ez a tartózkodási idő kisebb annál, a rögzített film könnyen lemosódhat, elveszítheti nitrifikáló kapacitását. Azonban ez sem törvényszerű, mert számos olyan szennyvíztisztító üzemel, amelyben az eleveniszapos rész átlagos iszapkora nem éri el a nitrifikációhoz szükséges értéket, ugyanakkor a tisztító kitűnően működik, jól nitrifikál. Ez annak az eredménye lehet, hogy a rögzített filmben nagyobb iszapkor alakul ki, és így nagyobb koncentrációban fejlődnek ki abban a nitrifikáló szervezetek. Általánosan elfogadottnak tűnik, hogy az ilyen rendszerek esetében a nitrifikáció fele az eleveniszapban, másik fele a biofilmben játszódik le. Ez sem lehet azonban merev szabály a tervezésnél. Ahhoz messze pontosan kell ismerni a rendszer kialakítását, oxigénellátását, iszapeltávolítást, stb.



33. ábra: Rögzített hordozós elárasztott hibrid szennyvíztisztító.



34. ábra: Függönyszerű töltet beépítése az eleveniszapos medencébe.

A biofilm hordozókat, különösen a könnyen tisztítható szennyvizeknél ugyanakkor mégis célszerűbb úgy megválasztani, hogy az azokon kialakuló biofilm maximális sebességű tápanyagellátása megvalósulhasson. Ezt úgy lehet elérni, ha a felületnöveléssel egyidejűleg biztosítják a film közelében a folyadék konvekcióját. Ez egyidejűleg a biofilm vastagságának szabályozását is jobban lehetővé teszi.

Ilyen kialakításra elsősorban a hálószerű biofilm hordozó bizonyult a legkedvezőbbnek, legsikeresebbnek. A biofilm hordozó fonalakat polivinilkloridból, poliészterből vagy polietilénből gyárthatták. Az ilyen hordozók gyártására először Japánban került sor, ahonnan hamarosan az Egyesült Államokba is áterjedt, illetőleg később a német gyártók is ráálltak a japán hordozók helyett saját termék gyártására. Nagyon fontos volt persze az így kialakított hordozó finomszerkezete is. Ez lehetővé tette, hogy akár egyetlen medencében olyan vastag iszapréteg alakuljon ki a biofilm hordozón, amely jelentős szimultán denitrifikációt is eredményezhetett abban.

A korszerű, statikus biofilm hordozó beépítése és az ilyennel működő rendszer kialakítása látható a **34. ábrán** és **35. ábrán**. Esetükben nem kell gondoskodni a hordozó visszatartásáról, s az ahhoz szükséges eltömődési problémák sem jelentkezhetnek.



35. ábra: A rögzített biofilmes hibrid rendszerek sematikus kiépítése.

A szerkezetükből adódóan azonban az ilyen hibrid rendszerek kezdetben elsősorban a szerves anyag eltávolítására és egyidejű nitrifikációra voltak alkalmasak, viszont kismértékű szimultán denitrifikáció mindig volt azokban. Az ilyen rögzített egységeknél az

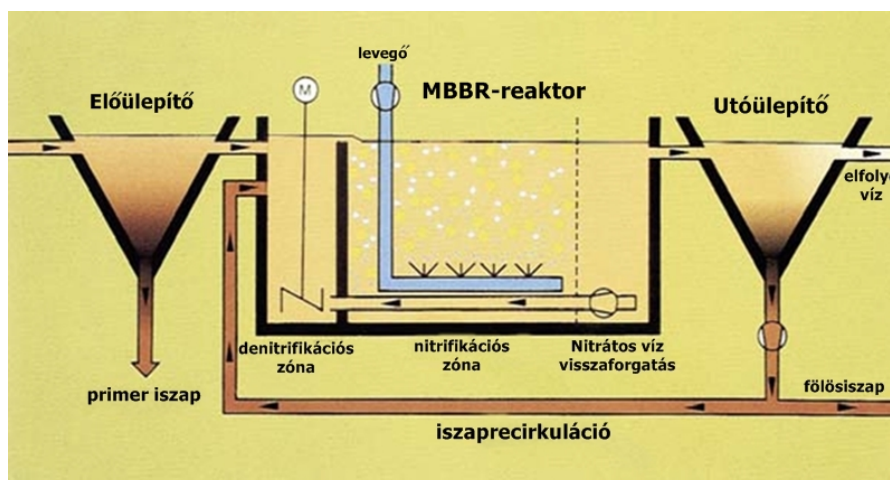
elődenitrifikáció nem igen volt még biztosítható, hiszen nem volt iszaprecirkuláció, ami ezt lehetővé tege. A töltetet tartalmazó levegőztető térben a szimultán denitrifikáció mértéke az oxigén ellátással, vagy levegőztetés mértékével volt valamelyest szabályozható.

8.4. Mozgó biológiai filmes hibrid rendszerek

Az ilyen megoldásnak, illetőleg hordozó típusnak azért kellett megszületnie, mert a rögzített töltetes megoldásoknál mindig problémát jelentett a biofilm túlvastagodása, illetőleg az egyenletes, intenzív levegőztetés biztosítása. Ez vezetett hamarosan az ún. mobil, szennyvízben, vagy eleveniszapban (folyadékfázisban) mozgó műanyag hordozók kialakításához. Nagyon sok gyártó állt rá az új terméktípus gyártására. Ezek kezdetben a már említett, vonatkerék formázó kialakításúak voltak. Később ennek a finomított változatára is számos gyártó vállalkozott. Ezek elsősorban amerikai és német műanyagfeldolgozó cégek voltak.

A műanyaghordozó elemeknek valamivel kisebb sűrűségűnek kell lenni, mint a víznek, hogy abban úszva mozoghassanak. A biofilmmel együtt viszont már ülepedniük kell. Így aztán a levegő, vagy a levegőztetés mozgatja azokat. Az ilyen töltetekkel együtt persze megfelelő keverők is alkalmazhatók. Ezek célszerűen kis sebességű keverők, például banánkeverők kell, legyenek. Vegyes eleveniszapos-biofilmes rendszereknél az anoxikus térrészben mindenképpen szükséges keverés akár van abban töltet, akár töltet nélküli egység a denitrifikáló. A nagy sűrűségű polietilén lemezek a normális üzemeltetés mellett nem károsodnak jelentősen. Stabilitásuk tovább javítható, ha ezeknél ultraibolya fény ellen védő komponenseket is bedolgoznak a műanyagba.

Az ilyen töltetekkel történő üzemeltetés egyetlen problémája, hogy a hordozó részecskéket ki kell szűrni az üleptetés előtt a folyadékfázisból. A szűrésre, vagy egyszerű rudakból, vagy keresztfonatos szűrőből kialakított egységek alkalmasak. Ezeknél törekedni kell a nyomásvesztés minimalizálására, ugyanakkor a méretük révén a lebegő iszap hordozók visszatartására, mint ahogy arra a mozgó biofilmes szűrők esetében is szükség volt. Ilyen szűrőket azonban a biológiai tisztítók előtt is célszerű használni 1-2 mm résmérettel, mert gyakorlatilag ezek képesek az olyan darabos anyagokat, szemetet kiszűrni a vízből, amelyek a medencékben, vagy utóüleptítőben kárt okozhatnak. Ugyancsak célszerű az előüleptítő alkalmazása is, mert azzal a szekunder iszaphozam csökkenthető, illetőleg a hordozó eltömődése is lassúbb. A legegyszerűbb rendszerkialakítás a mozgó töltetes változatokra a **36. ábrán** látható.



36. ábra: A mozgó ágyas hibrid bioreaktorok elvi kialakítása.

8.4.1. *Habszivacs jellegű töltetek*

A szivacs szerkezetű biofilm hordozó egy víznél könnyebb anyag, amely többnyire polietilénből, poliuretánból készül (**37. ábra**)



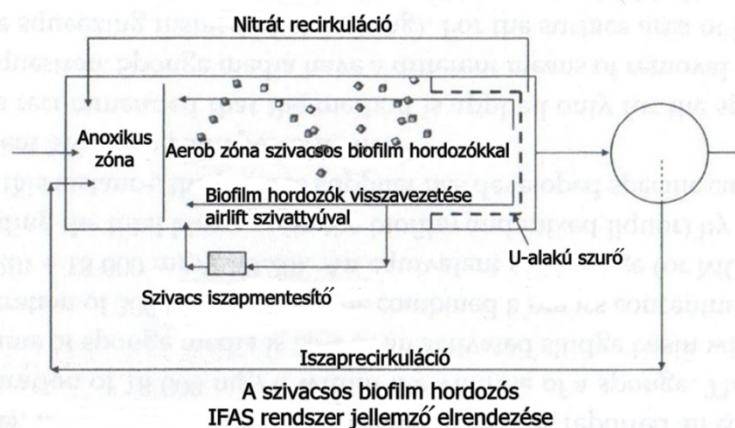
37. ábra: Polietilénből kialakított szivacszerű biofilm hordozó.

Poliuretán töltet részecskék, kockák is széles körben felhasználásra kerültek biofilm hordozóként az eleveniszapos rendszerekben. A 70-es évek végén kezdtek jelentősebb mennyiségben felhasználni ezeket Európában elsősorban vegyszergyártó cégek üzemi szennyvíztisztítóiban. A szivacs részecskék mérete jellemzően téglalatest alakú volt. A nagyobb, 25x25x12 mm-es poliuretán szivacs darabkák felhasználása terjedt el kezdetben. Más gyártó Európában ezzel szemben kisebb méretű, 10-12 mm élhosszúságú kockák formájában dobta piacra a termékét. Az utóbbiak kerültek aztán később aktív szén kezelésre, vagy aktív szénrel történő bevonásra is.

Az ilyen biofilm hordozóknak nagyon nagy a fajlagos felülete, akár 2500-3000 m²/m³ is lehet. Ezzel szemben viszonylagosan zártak, különösen akkor, ha azokban stabil biofilm alakul ki. A belső térfogatukban kialakuló iszapkoncentráció ilyenkor a 20 g/l értéket is megközelítheti (Chu and Wang, 2011; Guo et al., 2010; Nguyen et al, 2010, Feng et al, 2012). Ilyenkor a zártáguk következtében a bennük rögzülő mikroorganizmusok lényegesen eltérő munkát is végeznek a vékony filmes rendszerek biofilmjében rögzülőkétől. A hordozók belső tereiben a folyadék konvekciója meglehetősen gátolt, oda a szerves anyag és az oxigén is döntően diffúzióval jut el. Ugyanakkor a lassan bontható oldott anyagok megtapadására ott lehetőség van, különösen az aktív szén bevonatú hordozók esetében. Ez a bennük levő szerves anyagok tartózkodási idejének a megnövelésével a lebontásuk lehetőségét javítja. Ezen túl ilyenkor a biofilmben kifejlődő szervezeteknek nagyobb adaptációja is létrejöhét éppen ezeknek a szennyezőknek a bontására (Pascik, 1990). Talán ezért is alkalmazták számos esetben ezt a töltettípust gyógyszergyári és egyéb nehezen bontható komponenseket tartalmazó szennyvizek tisztításánál.

Ezt a jelenséget sikerült még úgy is fokozni, hogy a szivacsos hordozóba speciális technikával aktív szenet immobilizáltak, abban mintegy speciális adszorbens réteget kialakítva. Az aktív szén fajlagos felülete rendkívül nagy, tulajdonképpen az általánosan alkalmazott mozgó biofilm hordozókéhoz az ezerszerese. Az aktív szénrel a szivacsok fajlagos felületét még nagyobbá tudták alakítani. Más kérdés, hogy ebben az esetben az aktív szénen történő időszakos szerves anyag megkötődés tovább javította az ott kialakuló anaerob vagy aerob mikroorganizmusok lehetőségeit a nehezen bontható szerves szennyezők hidrolízisére, majd azt követő bontására.

Hogy tulajdonképpen az aktív szénnek milyen felületnövelő hatása érvényesült ebben a kombinációban, nehéz pontosítani, hiszen azt gyorsan benövi a biofilm. Az aktív szénnek a hordozó alapon ezzel együtt is jelentős adszorpciója lehet, ami a biofilm teljesítményét megsokszorozhatja. Kedvezőtlen ugyanakkor a poliuretán kockák öregedése, merevedése, aprózódása, s ezzel a részleges kimosódása. A polietilén kedvezőbb, viszont a fajlagos felülete lényegesen kisebb. Egy ilyen rendszer sematikus kialakítását felülnézetben mutatja be a **38. ábra**. A szivacsdarabkákat visszatartó szűrőfal akár a levegőztetett medence teljes hosszában elnyúlhat. Alulról levegőztetni célszerű azt, hogy a hordozó darabkái ne tapadjanak a szűrőre. Mint a **37. ábrán** és **38. ábrán** látható az anoxikus zónában rendszerint nincs töltet, ott levegőztetés hiányában a denitrifikációt végzi az eleveniszap.



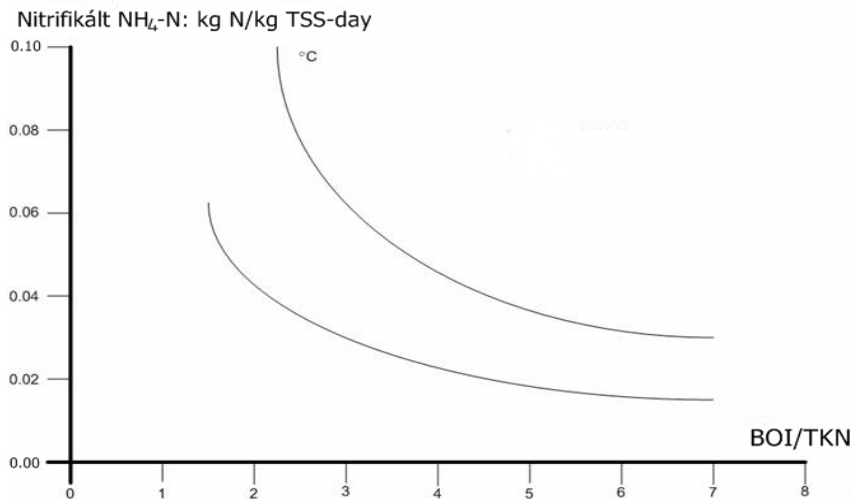
38. ábra: Habszivacs biofilm hordozós hibrid IFAS rendszer kialakítása.

Alapvető, hogy a vizet megfelelően keverjék, levegővel, vagy mechanikus keveréssel is, hogy a tápanyag a vízfázisból a viszonylagosan zárt szivacsdarabkák belsejébe is bejusson. Ezeket a biofilm hordozókat is értelem szerűen ki kell szűrni a vízből, mielőtt azok átjutnának az utóülepítőbe. Mivel ezek összennyomható biofilm hordozók, a kiszűrt részeiknek a visszavezetésére rendszerint airlift szivattyúkat, vagy térfogat kiszorításos folyadékemelőket alkalmaznak. A levegővel történő visszavezetés (airlift szivattyúk) megfelelő folyadékmozgást biztosít a szivacs darabkák környezetében, hogy azokból a felesleges iszap tömeg eltávolításra kerülhessen.

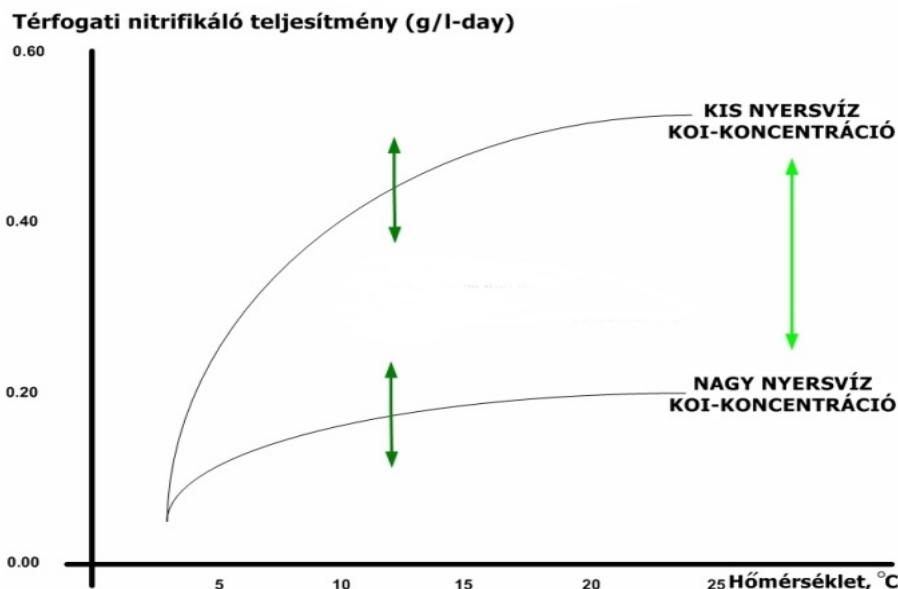
A szivacs hordozón szaporodó biomassza mennyiségét is valamiképpen ellenőrizni kell az üzemeltetésnél. A szivacs, habszivacs jellegű biofilm tölteteket a lakossági mellett az ipari szennyvizek tisztításánál is viszonylag széles körben kipróbálták. Ilyen esetben a nagy mennyiségű iszap, illetőleg a belső anoxikus és anaerob terek javíthatják a nehezen bontható szerves komponensek hidrolízisét, segítve ezzel a levegőztetett térben a heterotróf mikroorganizmusok révén a megkezdett munka, a szerves anyag lebontás, átalakítás folytatását.

A habszivaccsal éppen a belső zártsága miatt csak kisebb fajlagos töltöttséget kell biztosítani az eleveniszapban. Ez rendszerint 10-20% között van, de különleges esetekben növelhető. Alkalmazásakor az iszapos folyadékban javasolható lebegő iszap koncentrációja 2,5 g/l körül javasolják (Linpor és Captor habszivacsok). Ekkor a hibrid rendszer várható térfogati teljesítménye várhatóan minimálisan olyan lesz, mint a 3 g/l iszapkoncentrációjú eleveniszapos rendszeré. Ezt a teljesítményt persze a levegőztetés, keverés is lényegesen befolyásolja. Fontos sajátossága az ilyen töltetekkel kiépített rendszereknek, hogy a biofilm

hordozók egyetlen jól átkevert medencében vannak, ami egyrészt egyszerűsíti a hordozók visszatartását, másrészt jó tápanyagellátottságot biztosít a biofilm felszínén. Egyben ez a koncentráció közel állandó is a tökéletesen kevert reaktorkialakítás miatt. Jellemző nitrifikáló teljesítmények láthatók a **39. ábrán** és **40. ábrán** az ilyen hibrid rendszerekre, melyeknél a biofilm hordozó LINPOR habzivacs (Warakomski és Morper, 2005). A görbék, illetőleg tartományul jól érzékeltek a hőmérséklet hatását, illetőleg azon belül a vízfázis oldott oxigén koncentrációjának, a %-os biofilm hordozó töltöttségnek, valamint a nyersvíz és tisztított víz ammónium koncentrációjának a hatását a nitrifikáló kapacitásra.



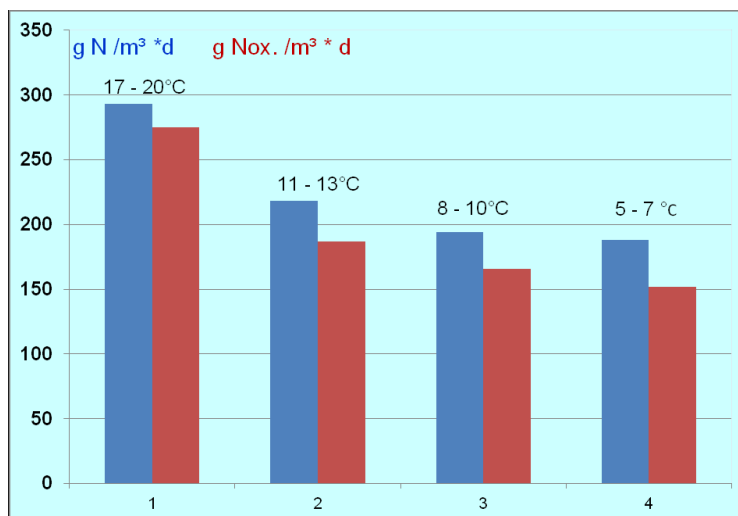
39. ábra: Empirikus összefüggés a tömegfajlagos nitrifikáló teljesítmény és a BOI/TKN arány között a hőmérséklet függvényében. (további meghatározó paraméterek: DO, %-os biofilm hordozó térkitöltés, tisztított víz ammónium koncentrációja)



40. ábra: Empirikus összefüggés a térfogatfajlagos nitrifikáló teljesítmény és a hőmérséklet között. (további meghatározó paraméterek: DO, %-os biofilm hordozó térkitöltés, tisztítandó szennyvíz víz KOI koncentrációja)

A már említett aktívzén szerű bevonattal ellátott LEVAPOR töltet 12,5 %-os térfogati hányada esetében elmúlt évi kínai üzemi tapasztalatok alapján a rögzült nitrifikálók különösen jó hidegvíz tűrése figyelhető meg a **41. ábrán**. Az üzembe érkezett szennyvíz tavalyi évi átlagos KOI-je 401,4 mg/l volt, ami 2,53 $\text{kg KOI/m}^3\text{d}$ fajlagos térfogati szerves anyag terhelést jelentett. A tisztított víz átlagos KOI-je 38,8 mg/l lett 2013-ban, ami 90,3 % KOI eltávolítás. Az ilyen terhelés mellett mért fajlagos térfogati nitrifikáció nagysága a **41.**

ábrának adódott a hőmérséklet függvényében, ami igen jó nitrifikáció a két alacsonyabb hőmérséklet intervallumban. Ez egyben az adott töltettel nagyon jó adaptációt jelent a hideg szennyvízben.



41. ábra: Egy Kamcsatka közeli, 22 ezer köbméter vízterhelésű szennyvíztelep nitrifikáló teljesítménye különböző szennyvíz-hőmérséklet tartományokban. (LEVAPOR GmbH, 2014 – Personal Communication)

8.4.2. Merev mozgó töltetek

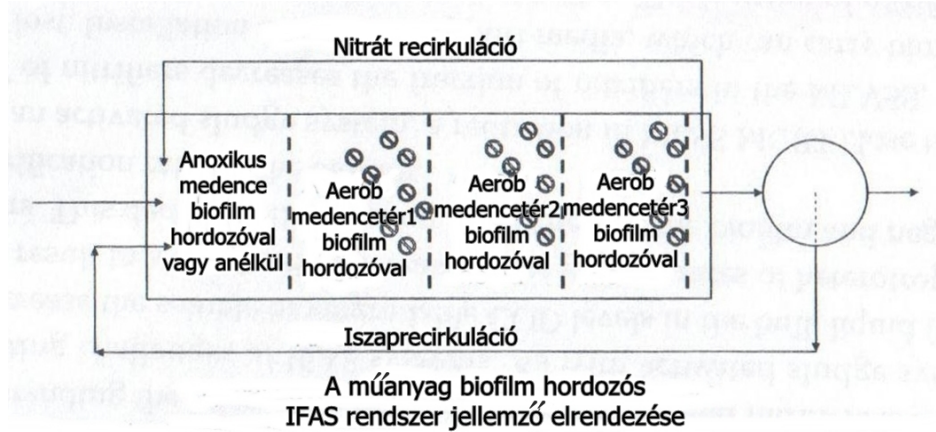
A szabadon mozgó biofilm hordozóknak egy speciális típusát fejlesztették ki a 90-es évek közepén Norvégiában. Ez a hordozó eltérően a korábbi vonatkerékszerű kialakítástól, valamivel kisebb átmérőjű és 5-10 mm hosszúságú henger alakú biofilm hordozó. Ennek azonban mind a felülete, mind a csövecske belső része is tovább strukturált a fajlagos felület növelése céljából (42. ábra, jobb oldali kép). Természetesen ezt a fajlagos biofilm hordozó felületet igyekeztek tovább növelni a belső strukturáltság növelésével, illetőleg ezeknél is finomabb szerkezetű vékony hordozólemezek kialakításával (42. ábra, bal oldali kép).



42. ábra: Klasszikus Kaldnes töltet (jobb oldali kép), valamint többrétegű biofilm hordozó a legkorszerűbb biochip lemezekkel (bal oldali kép).

A Kaldnes hordozót az első időszakban különösen az észak-európai országokban alkalmazták sikeresen, ahol híg, hideg, koagulációval előtisztított, egyszerű előülepítésnél jobban szerves anyag mentesített vizeiből történő, további szerves anyag és nitrogén eltávolítás volt a feladat. Ez azért történhetett így, mert ezekben az országokban nagy hagyománya volt ekkor a vegyszeres koaguláltatásnak, flokkuláltatásnak, foszfor kicsapatásnak, ami a biológiai tisztító szerves anyag terhelését is lényegesen csökkentette. Egyidejűleg a biológiai tisztításra kerülő vízben a KOI/TKN arányt viszont jelentősen megnövelte. Ez a nitrifikáció tekintetében kedvező, de a denitrifikációnál nem. Ezt a biofilm hordozót azután az Egyesült Államokban a hagyományos IFAS rendszerekben is alkalmazták szerves anyag és ammónium eltávolításra.

Az ilyen biofilm hordozóval működő hibrid rendszereknél a hordozó nagy fajlagos felülete ($500-1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$), és viszonylagosan nagy töltet hányada (30-65 %) eredményeként jelentősen csökkenthető a lebegő szennyvíziszap koncentrációja is a levegőztetett medencékben. Napjainkra ez a korábbi 2500 mg/l-ről 1500 mg/l közelébe csökkent. Ezzel nőtt a biofilm hányad, a biofilm levegőellátása, s a nitrifikáló kapacitás is. Ha a biofilmes medencéket sorba kapcsolással még tovább intenzifikálhatják. Ilyen megoldást mutat be a **43. ábra**.



43. ábra: A merev hordozós, mozgó ágyas hibrid biofilmes-eleveniszapos rendszer sematikus kiépítése.

8.5. Iszap tápanyag felvétele, növekedése a hibrid rendszerekben

A függőnszerűen kialakított biofilm hordozók esetében nem csak a biofilmben, de az egész levegőztető medencében kialakulhat jelentős tápanyag-koncentráció gradiens. Ennek megfelelően a szennyvíz bevezetési pontja közelében sokkal nagyobb lesz a biofilmben és az eleveniszapnak is a szerves tápanyag ellátottsága, amihez ott nagyobb oxigén ellátás is szükséges. Ehhez a tisztán eleveniszapos rendszerekhez hasonlóan a medence első részében a medencefenéken a levegőztető elemek sűrűségét lényegesen meg kell növelni a további szakaszokéhoz képest. Elégtelen oxigénellátásnál persze a biofilmben anaerob környezet is kialakulhat, ami a biofilm jelentős leszakadását eredményezheti. Ha a biofilm hordozókat, illetőleg a levegőztető elemeket megfelelő pozícióban és gyakorisággal helyezik vagy építik ki a medencékben, az nagymértékben javíthatja a nitrifikációt. Már a korábbiakban is láthattuk, hogy a szén-nitrogén arány a nitrogén oxidációja tekintetében nagyon fontos az autotrófok növekedésének elősegítésére.

Ugyanilyen probléma nem léphet fel a mozgó hordozók esetében, hiszen ott csak a biofilm hordozó belsejében, illetőleg a biofilmben alakul ki a jelentős koncentráció-gradiens. A tökéletesen kevert tankok esetében egyenletes oxigén ellátás biztosítható a folyadékfázisban. Kedvező lehet a nitrifikáció vagy a teljes rendszer nitrifikációs kapacitása tekintetében, ha a dugószerű áramlás fele módosító medencesor bevezető részében az eleveniszap munkáját optimálisabbá, vagy maximálissá teszik a szerves anyag eltávolítása érdekében. Ilyenkor abban a heterotróf mikroorganizmusok nagy sebességű szaporodása, s ezzel a szerves tápanyag fokozott eltávolítása következik be. Ha abban az oldott BOI_5 koncentrációja 10-20 mg/l között van, ez biztosítható. A heterotrófok ilyenkor nagy sebességgel szaporodnak, dominálva az autotrófokkal szemben. A biofilm felületén is erősen szaporodnak, elfogyasztva azzal a nitrifikálók elől sok oxigént. Amint azonban a szerves tápanyag ellátottság csökken, a nitrifikálók szaporodása a jobb oxigénellátásuk következtében felgyorsul.

A nitrifikáció szempontjából kedvező, ha az ammónium koncentráció 2-8 mg/l körül, vagy fölötte alakul a folyadékfázisban. Ilyen esetben a nitrifikáció nagy sebességgel játszódik le a rendszerben, természetesen versengve a heterotrófok szerves anyag lebontásával. A szennyvíztisztítás gyakorlatában azonban ilyen értékek alá kell csökkenteni az ammónium koncentrációját, ami a többlépcsős kialakítást ezért célszerűvé teszi.

A biofilmes rendszerekben is érvényesül a hőmérséklet hatása a nitrifikációra. A szerves anyagokat oxidáló heterotrófok nem különösebben lassulnak a hőmérséklet csökkenésével, a nitrifikálók azonban a már korábban említett 7 °C fokenként mintegy fele sebességgel tudnak csak szaporodni. Ennek megfelelően a rendszerben az átlagos iszapkort célszerű télen megnövelni, ha jelentősebb lehűlés következik be. Ezt természetesen nem lehet megtenni a biofilmet illetően, csakis az eleveniszapnál lehet biztosítani.

Az ilyen kombinált rendszerek esetében az eleveniszapban 2 mg/l, vagy alig magasabb oxigénkoncentráció elegendő a heterotrófok maximális szaporodási sebességéhez. A biofilmes rendszerekben ennél nagyobb oxigén koncentráció a kedvezőbb, hiszen az oxigénnek mélyebb biofilm rétegekbe kell behatolni, s ehhez nagyobb hajtóerő kell (diffúzió). Az IFAS rendszereknél ennek ellenére azt tapasztalták, hogy nem kell különösebben növelni az oldott oxigén koncentrációját, vagy a levegőztetést, a megfelelő biomassza szaporodási sebesség eléréséhez. A folyadékfázis ilyen oxigén koncentrációjánál jó szimultán nitrifikáció és denitrifikáció is biztosítható az IFAS rendszerekben. A fokozott levegő, vagy oxigén (levegő) ellátás persze javítja a keverést, a folyadék-konvekciót, és ezzel tápanyag-konvekciót, viszont a biomassza lemosódását is növeli. A gyakorlatban mind durva, mind finom buborékos levegőztető rendszereket használnak a függöny jellegű biofilm hordozók esetében.

Meg kell említeni, hogy a kombinált biofilmes, eleveniszapos megoldások esetében nagy figyelemmel kell lenni a medence kialakításokra, s ott a biofilm hordozó elhelyezésre, hiszen azokat esetleg gyakrabban ki is kell emelni a megfelelő emelő vagy daru szerkezettel, hogy tisztíthatóságuk megoldható legyen. Arra is gondolni kell, hogy a levegőztető elemeket a biofilm hordozók alatt esetenként javítani kell. A kiemelő szerkezetek megtervezése mindig nagyon fontos az ilyen tisztítóknál.

Szag keletkezésével az ilyen kombinált rendszereknél nem kell különösebben számolni, de okvetlen oda kell figyelni arra, hogy a levegőztetés leállása bizony okozhat komoly szagképződést a berothadás eredményeként.

8.6. Mozgó biofilm hordozós rendszerek üzemeltetése

Az IFAS rendszereknél a **spongya, vagy szivacs típusú töltet** az aerob levegőztető medencékbe kerül (Comett et al., 2004, Guo et al., 2010; Nguyen et al., 2010, Chu and Wang, 2011; Feng et al, 2012.). Ilyenkor rendszerint megfelelő szűrő falakkal választják el a töltött térfogatot az eleveniszapos töltet nélküli zónáktól. A töltött részt rendszerint a medence középső részén helyezik el. Az ilyen összepréselhető szivacs elemek eltávolítása, kiszűrése a vizes fázisból bonyolult feladat. A szűrőfelület tisztítására eléggé speciális megoldásokat kell alkalmazni.

Az ilyen biofilm hordozóval történő térkitöltésnek a felső határa viszonylag kicsi, 35 % körül van. Ennél nagyobb hányad esetén már gondot jelent a szivacs hordozók kiszűrése a folyadékfázisból, illetve jelentősen megnő a levegőztetés energiaigénye is. A szivacs töltet

esetében az eleveniszap egy része be tud jutni a szivacs belső terébe is, megnövelve ott az iszapkoncentrációt. Az ilyen rendszerek tervezésénél talán kedvező a téglatest, vagy kockaszerű kialakítás. Ilyenkor a szivacs-kocka belsejében az iszapkoncentráció a 15-20 g/l értéket is elérheti. Ez az eleveniszapos térben az iszapkoncentráció jelentős növelését eredményezheti. A szivacs-részek kiszűrése egy szűrő folyamatos működtetését, tisztítási igényét is jelenti. Különösen oda kell figyelni a szűrő eltömődésére, hiszen az a folyadékszint emelkedését eredményezheti.

A biomasza túlszaporodása esetén a szivacs-részek leülepednek a levegőztető medence fenekére. Ez természetesen az iszap-cirkulációt biztosító airlift szivattyúkkal kompenzálható. A szivacs-részek idővel darabolódnak, részben kimosódnak, s így fogynak a rendszerből. Szükséges ütemben adagolni kell ezért a szivacs-szerű biofilm hordozókat az eleveniszapos rendszerbe a fogyást ellensúlyozására. Ha a töltőanyag relatív mennyisége a 20-25 %-ot eléri, a rendszert célszerű rövid időre leállítani, és hagyni a szivacs-részeket kiszáradni. A kiszáradás után visszahelyezhetők ezek a szivacsok a medencékbe, és célszerű a 30-45 % körüli értéket visszaállítani a töltött hányadban. (Chu et al., 2011, Guo et al., 2010, Nguyen et al., 2010, Feng et al., 2012.)

A függöny jellegű biofilm hordozókkal működő IFAS rendszereknél gyakran tapasztalták a vörös legyek túlzott elszaporodását. Ezek az iszapot fogyasztják, hasznosítják, és ezzel gyakorlatilag csökkentik a tisztítás hatékonyságát. Pontosán nem ismeretes, hogy milyen körülmények segítik elő ezeknek a legyeknek az elszaporodását, azonban a szükséges tennivalókat a túlszaporodásuk meggátlására már rég kidolgozták. Mivel ezek obligát aerob szervezetek, az oxigén ellátás csökkentése, vagy aneorob környezet lassítja, meggátolja a szaporodásukat. A levegőztetés időszakos szüneteltetése gyakorlatilag nagyon jól vissza tudja szorítani ezeknek a legyeknek a szaporodását. Ugyanígy megoldható persze egy klórozás is a legyek eltávolítására, azonban az jelentősebb mértékben hat magára az eleveniszapra, vagy biofilmre is.

A merev műanyag hordozót általában olyan reaktorokban használják, ahol szerves anyag és nitrifikáció egyaránt követelmény. Az ilyen műanyag hordozók azonban minden további nélkül alkalmazhatók anoxikus terekben is, ahol azonban megfelelő keverést kell biztosítani. Sikeresnek bizonyultak utódenitrifikációs medencékben is, ahol külső tápanyag adagolás biztosítja a denitrifikáció szerves anyag igényét. Az ilyen típusoknál is a biofilm hordozót valahogyan vissza kell tartani a reaktortérben. Ezt vagy résselt, vagy drótszövésű szűrőkkel lehet megoldani.

A műanyag töltet a szivaccsal szemben a norvég biofilm hordozó esetében 65 % körüli térfogathányad is lehet. Ennek a töltetnek ugyanis rendkívül vékonyak a falai, és ezzel jó levegő átjárhatóságot biztosít. A kis töltet részecskék jól mozognak, keverednek a folyadékfázisban. Nem különösebben tapadnak össze, vagy legalábbis a levegő áramlása azt jól megakadályozza.

A levegőztetést persze célszerű az ilyen töltetnél valamilyen durvább buborékos megoldással biztosítani a finom buborékos lézer perforált gumimembrán diffúzorok helyett. Ezek a keverők nagyobb levegőkeverést és folyadék konvekciót biztosítanak az eleveniszapos és biofilmes részben egyaránt. Az ilyen levegőztetés itt ugyanolyan hatékonysággal rendelkezik, mint az eleveniszapos medencékben a filmbuborékos levegőztetés. Ez annak az eredménye, hogy a nagyobb légbuborékok a töltetrészecskék között nem függőleges mozgással jutnak a folyadék felszínre, hanem hosszabb úton, miközben jobban át tudják adni az oxigént a

buborékokból a folyadékfázisba. Emellett nagyobb turbulenciát is okoznak a folyadékfázisban. Esetenként persze előfordul, hogy a nem megfelelő levegőztető rendszer a buborékok összetapadását és kedvezőtlen áramlási viszonyokat eredményez a levegőztető rendszerben.

A mozgó műanyagöltet esetében (norvég típus) a biomasza növekedése döntően a biofilm hordozó belső felületein következik be, hiszen a külső részéről a nagyobb folyadékmozgás, részecske ütközés döntően eltávolítja a biofilmet. Ha mégis túlzott filmvastagság alakul ki az ilyen rendszerben, a levegőztetés növelésével lehet csökkenteni a biofilm mennyiségét a biofilm hordozón. Ugyancsak a biofilm vékonyodását eredményezi, ha a szerves anyag terhelést csökkentik. Esetenként az is eredményre vezet, ha a hordozónak a belső struktúráját választják meg pontosabban. Nagyobb átmérőjű biofilm hordozók alkalmazhatók az olyan medenceterekben, ahol nagyobb a szerves anyag terhelés. A biomasza növekedési sebessége a biofilm hordozón általában 5-30 gramm iszap szárazanyag/m² iszapmennyiséget tud biztosítani. Ez persze függvénye a szerves anyag terhelésnek, hőmérsékletnek, és egyéb üzemeltetési paramétereknek is.

A szerves anyaggal jobban terhelt terekben a biofilm növekedési sebessége nagyobb a heterotrófok gyorsabb szaporodása eredményeként. Ugyanakkor a kevésbé tápanyag ellátott terekben vékonyabb biofilm alakul ki, és nagyobb autotróf hányadot biztosít a biofilmben. Mivel a biofilm hordozó szabadon mozog a folyadékfázisban, teljesen el van keveredve egy tökéletesen kevert tankban. Ott a biofilm mintegy önszabályozó jelleggel kialakítja a maga biofilm vastagságát. A biofilm hordozók keverését a levegőztetés biztosítja. Már említettük, hogy a közepes nagyságú buborékokkal történő keverés jó oxigénellátást biztosít. Gondoskodni kell azonban arról is, hogy ne alakuljanak ki holt terek az eleveniszapos medencében.

Az ilyen biofilm hordozók kiszűrése merevségüknél fogva sokkal egyszerűbb, mint a szivacszerű hordozóké. A biofilm hordozó műanyag darabkák legkisebb keresztmetszete is általában 6 mm fölött van, ami meghatározza, hogy milyen szűrőrácsokat kell alkalmazni a visszatartásukra.

Az ilyen hibrid rendszerek beüzemeltetésénél általában rövid ideig habzás jelentkezik, azonban az gyorsan megszűnik, amint a rendszer stabil üzeme beáll. Ezek a biofilm hordozók nem különösebben sérülékenyek, így megfelelő szűrésük esetén viszonylag kevés utólagos pótlásra van csak szükség. Abban az esetben viszont, ha az ilyen rendszereknél le kell állítani a levegőztetést, előfordulhat az iszap berothadása, és azzal szag képződése. A bemutatott biofilm hordozó egységeknél a legyek elszaporodása nem jellemző. Ez annak a következménye, hogy ciklikusan mindig kialakulnak olyan oxigénnel kevésbé ellátott terek, melyek a legyek elszaporodását visszaszorítják.

Üzemindítások esetén a biofilmmel nem rendelkező töltet hajlamos a felúszásra, mert ekkor még nem nedvesedik kellőképpen, több levegő tapad a felületéhez. A biofilm kialakulása után ez nem tapasztalható. Általában 2-4 hét alatt megfelelően bedolgozódnak az ilyen biofilm töltetek. Ebben az időszakban, pontosabban ennek az elején esetenként szükség lehet habzásgátló adalék alkalmazására is.

Hidegebb környezetben a biofilm jobb adaptációt biztosít, így a hidegtűrése is jobb. Az eleveniszapra jellemző nitrifikáció csökkenés a biofilmnél mérsékeltebb (Sriwiriyarat és Randall, 2005, Di Trapani et al, 2011, 2013). Természetesen 8 fok Celsius alatt már a

biofilmnél is rohamosan csökken a nitrifikáció sebessége. Ebben is jelentős eltérések adódnak a különböző biofilm hordozók alkalmazása esetén (Levstek and Plazl, 2009; Regmi et al., 2011; Bassin et al., 2012)

8.7. A hibrid rendszerek tájékoztató tervezése fajlagosai

Előzetes méretezésre a következő fajlagosok javasolhatók, melyeket részben kísérleti üzemi, nagyüzemi adatok, részben kalibrált modellvizsgálatok alapján határoztak meg (McQuarrie és Boltz, 2010). Átlagos lakossági szennyvíz (KOI/TKN arány 7,5:1 –től 15:1 között) 15 °C hőmérsékletre és 3 mg/l oldott oxigénkoncentrációra tervezhető terhelés (WEF, 2010):

aerob KOI felvételi sebesség	0,5-5 kg/1000 m ² d
nitrifikációs sebesség	0,05-0,5 kg/1000 m ² d

Más hőmérsékletekre a nitrifikáció sebessége fokenkénti 5 %-os változással becsülhető. A töltet részaránya és a rendszerkialakítás a teljesítményt befolyásoló paraméterek.

Nitrifikáció részaránya lebegő iszapban és biofilmben az iszap átlagos iszapkora függvényében, melynek alapján a biofilm felület tervezendő:

Θ=2 napnál 50 % KOI eltávolítás és 80 % nitrifikáció a biofilmben (többi az iszapban)

Θ=4 napnál 25 % KOI eltávolítás és 50 % nitrifikáció a biofilmben (többi az iszapban)

Θ=8 napnál 20 % nitrifikáció a biofilmben (többi az iszapban)

Más hőmérsékletekre a nitrifikáció sebessége fokenkénti 3 %-os változással becsülhető.

A hibrid medence 3 sorbakapcsolt részként történő kialakításakor:

KOI eltávolítás az előrehaladási irányban: 75, 50, 25 %-a a maximális sebességnek az egyes harmadokban, nitrifikáció ugyanebben a sorban: 25, 50, 75 %.

Hivatkozások

- Bassin, J. P., Kleerebezem, R., Rosado, A. S., van Loosdrecht, M. C. M., Dezotti M. (2012) Impact of different operational conditions on biofilm development, nitrification, and nitrifying microbial population in moving-bed biofilm reactors, *Environ. Sci. Technol.* 46, 1546–1555.
- Boltz, J. P., Daigger, G. T., (2010). Uncertainty in bulk-liquid hydrodynamics and biofilm dynamics creates uncertainties in biofilm reactor design. *Water Science and Technology* 61 (2), 307-316.
- Cha, D. K., Jenkins, D., Lewis, W. P. and Kido, W. (1992) Process control factors influencing *Nocardia* Population in activated sludge. *Wat. Environ. Res.* 64, 37-43.
- Chu, L., Wang, J. (2011) Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. *Chemosphere* 83 (1) 63–68.
- Chudoba, P. and Pannier, M. (1994a) Nitrification Kinetics in activated sludge with both suspended and attached biomass. *Wat. Sci. Tech.* 29 (7) 181-184.
- Chudoba, P. and Pannier, M. (1994b) Use of powdered clay to upgrade activated sludge process. *Environ. Tech.* 15, 863-870.
- Comett, I., Gonzalez-Martinez, S. and Wilderer, P. (2004) Treatment of leachate from the anaerobic fermentation of solid wastes using two biofilm support media. *Wat. Sci. Tech.*, 49 (11-12) 287–294.
- Daigger, G. T. and Buttz, J. A. (1998) *Upgrading Wastewater Treatment Plants*, 2nd Edition, Technomic Publishing Company INC., Pennsylvania
- Dalientoft, E. Thulin, P. (1997) The use of the Kaldnes suspended carrier process in treatment of wastewaters from the forest industry. *Wat. Sci. Tech.* 35(2-3)123-130.
- Di Trapani, D., Christensson, M., Torregrossa, M., Viviani, G., Odegaard, H. (2013) Performance of a hybrid activated sludge/biofilm process for wastewater treatment in a cold climate region: Influence of operating conditions, *Biochemical Engineering Journal*, 77, 214-219.
- Di Trapani, D., Christensson M., Odegaard H. (2011) Hybrid activated sludge/biofilm process for the treatment of municipal wastewater in a cold climate region: a case study, *Water Sci. Technol.*, 63 (6), 1121–1129.
- Emori H., Nakamura H., Sumino T., Takeshima T., Motegi K. and Tanaka K. (1994) High rate and compact single sludge pre-denitrification process for retrofit. *Wat. Sci. Tech.* 30(6), 31-40.
- Feng Q., Wang, Y., Wang T., Zheng H., Chu L., Zhang C., Chen, H., Kong, X., Xing X. H. (2012) Effects of packing rates of cubic-shaped polyurethane foam carriers on the microbial community and the removal of organics and nitrogen in moving bed biofilm reactors, *Bioresour. Technol.*, 117, 201–207.
- Ganezarczyk, J. J. (1983) *Activated Sludge Process: Theory and Practice*. 1st Edition, Marcel Dekker INC. New York
- Guarino, C. F., Nelson, M. D., Lozanoff, M. and Wilson, T. E. (1980) Upgrading activated sludge plants using rotary biological contactor. *Wat. Pollut. Control* 79, 255-268.
- Guo, W., Ngo, H.-H., Dharmawan, F., Palmer, C.G. (2010) Roles of polyurethane foam in aerobic moving and fixed bed bioreactors. *Bioresource Technology* 101 (5), 1435–1439.
- Hamoda, M. F. and Al-Sharekh, H. A. (2000) Performance of a combined biofilm-suspended growth system for wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.* 41(1), 167-175.

- Jones, R. M., Sen, D. and Lambert, R. (1998) Full-scale evaluation of nitrification performance in an integrated fixed film activated sludge process. *Wat. Sci. Tech.* 38(1), 71-78
- Kim, H., Gellner, J. W., Boltz, J. P., Freudenberg, R. G., Gunsch, C. K., Schuler A. J. (2010) Effects of integrated fixed film activated sludge media on activated sludge settling in biological nutrient removal systems, *Water Res.*, 44, 1553-1561.
- Kim, Y. H., Cho, J. H., Lee, Y. W. and Lee, W. K. (1997) Development of a carrier for adhesion of nitrifying bacteria using a thermodynamic approach. *Biotechnol. Techniques* 11(11), 773-776
- Lee, H. S., Park, S., J. and Yoon, T. 1. (2002) Wastewater treatment in a hybrid biological reactor using powdered minerals: effect of organic loading rates on COD removal and nitrification. *Process Biochemistry* 38, 81-88
- Lessel, T. H. (1994) Upgrading and nitrification by submerged biofilm reactors-experiences from a large scale plant. *Wat. Sci. Tech.* 29(10-11), 167-174
- LEVAPOR GmbH, (2014) – Personal Communication
- Levstek, M., Plazl I. (2009) Influence of carrier type on nitrification in the moving-bed biofilm process, *Water Sci. Technol.*, 59 (5), 875–882.
- McQuarrie, J. P., Boltz, J. P., (2011) Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance. *Water Environment Research* 83 (6), 560–575.
- Mori, T., Itokazu, K., Ishikura, Y., Mishina, F., Sakai, Y. and Koga, M. (1992) Evaluation of control strategies for actinomycete scum in full-scale treatment plants. *Wat. Sci. Tech.* 25(6), 231-237
- Morper, M. and Wildmoster, A. (1990) Improvement of existing wastewater treatment plant's efficiencies without enlargement of tankage by application of the LINPOR-process-case studies. *Wat. Sci. Tech.* 22(7-8), 207-215
- Münch, E. V., Barr, K., Watts, S. and Keller, J. (2000) Suspended carrier technology allows upgrading high-rate activated sludge plants for nitrogen removal via process intensification. *Wat. Sci. Tech.* 41(4-5), 5-12
- Nicol, J-P and Benefield, L. D. (1988) Activated sludge system with biomass particle support structures. *Biotechnol. Bioeng.* 31, 682-695
- Nguyen, T. T., Ngo, H. H., Guo, W., Johnston, A., Listowski, A.. (2010) Effects of sponge size and type on the performance of an up-flow sponge bioreactor in primary treated sewage effluent treatment. *Bioresource Technology* 101 (5), 1416–1420.
- Nogueira, R., Melo, L. F., Purkhold, U., Wuertz, S. and Wagner, M. (2002) Nitrifying and heterotrophic population dynamics in biofilm reactors: effect of hydraulic retention time and the presence of organic carbon. *Wat. Res.* 36, 469-481
- Odegaard, H., Gisvold, B., Strickland, J. (2000) The Influence of Carrier Size and Shape in the Moving Bed Biofilm Process. *Water Sci. Technol.*, 41, 383-391.
- Pascik, I. (1990) Modified Polyurethane Carriers for Biochemical Waste Water Treatment. *Wat. Sci. Tech.*, 22, 33-42.
- Pitt, P. and Jenkins, D. (1990) Causes and control of *Nocardia* in activated sludge. *Res. J. Water Pollut. Control Fed.* 62, 143-150
- Randall, C. W., and Sen, D. (1996) Full-scale evaluation of an integrated fixed-film activated sludge (IFAS) process for enhanced nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.* 33(12), 155-162
- Regmi, P., Thomas, W., Schafran, G., Bott, C., Rutherford, B., Waltrip D. (2011) Nitrogen removal assessment through nitrification rates and media biofilm accumulation in an IFAS process demonstration study, *Water Res.*, 45, 6699–6708.
- Reimann, H. (1990) The LINPOR-process for nitrification and denitrification. *Wat. Sci. Tech.* 22(7-8), 297-298

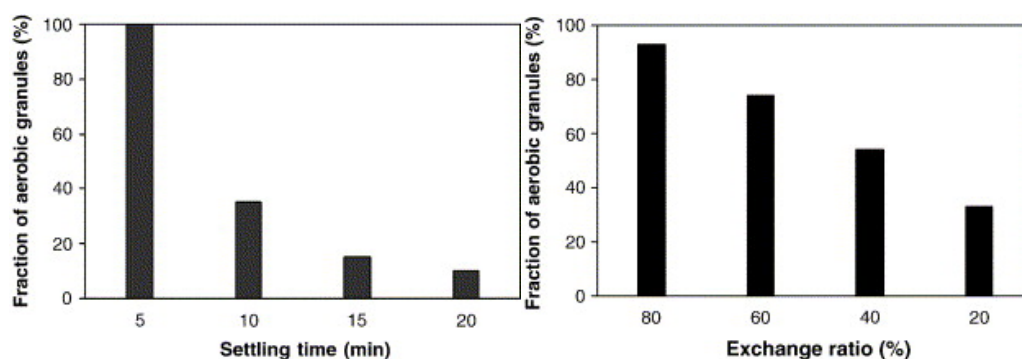
- Rusten, B., Siljudalen, J. G. and Nordeidet, B. (1994a) Upgrading to nitrogen removal with the KMT moving bed biofilm process. *Wat. Sci. Tech.* 29(12), 185-195
- Rusten, B., Mattsson, E., Broch-Due, A. and Westrum, T. (1994b) Treatment of pulp and paper industry wastewater in novel moving bed biofilm reactors. *Wat. Sci. Tech.* 30(3), 161-171
- Sen, D., Mitta, P. and Randall, C. W. (1994) Performance of fixed film media integrated in activated sludge reactors to enhance nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.* 30(11), 13-24
- Sezgin, M. and Karr, P. R. (1985) Control of actinomycete scum on aeration basin and clarifiers. *J. Water Pollut. Control Fed.* 58(10), 972-977
- Sriwiriyarat, T., C.W. Randall, C. W. (2005) Evaluation of integrated fixed film activated sludge wastewater treatment processes at high mean cells residence time and low temperatures. *J. Environ. Eng. ASCE*, 131 (11) (2005), pp. 1550–1556.
- Suzuki, Y., Takahashi, M., Haesslein, MA and Seyfried, C. (1999) Development of simulation model for a combined activated sludge and biofilm process or remove nitrogen and phosphorus. *Water Environ. Res.* 71, 388-397
- Tanaka, K., Tada, M. Kimata, T., Harada, S. Fujü, Y. Mizuguchi, T. Mori, N. and Emori, H. (1991) Development of new nitrogen removal system using nitrifying bacteria immobilized in synthetic resin pellets. *Wat. Sci. Tech.* 23, 681-690
- Teixeira, P. and Oliveira, R. (1998b). The importance of surface properties in the selection of supports for nitrification in airlift bioreactors. *Bioprocess Eng.* 19, 143-147.
- Tijhuis, L., Rekswinkel, E., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (1994a) Dynamics of population and biofilm structure in the biofilm airlift suspension reactor for carbon and nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.* 29(10-11), 377-384.
- Tijhuis, L., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (1994b) Formation and growth of heterotrophic aerobic biofilms on small suspended particles in airlift reactors. *Biotechnol. Bioeng.* 44, 595-608.
- van Benthum, W. A. J., Garrido-Fernandez, J. M., Tijhuis, L., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (1996) Formation and detachment of biofilm and granules in a nitrifying biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnol. Prog.* 12, 764-772.
- van Benthum, W. A. J., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (1997) Control of heterotrophic layer formation on nitrifying biofilm in a biofilms in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnol. Bioeng.* 53(4), 397-405.
- Wang, J., Shi, H. and Qian, Y. (2000) Wastewater treatment in a hybrid biological reactor (HBR): effect of organic loading rates. *Process Biochem.* 36, 297-303.
- Wanner, J., Kucman, K. and Grau, P. (1988) Activated sludge process combined with biofilm cultivation. *Wat. Res.* 22(2), 207-215.
- Wartchow, D. (1990) Nitrification and denitrification in combined activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.* 22(7-8), 199-206.
- WEF (2010) Biofilm Reactors. WEF Manual of Practice No. 35. Water Environmental Federation, Alexandria, VA.
- You, S. J., Hsu, C. L., Chuang, S. H. and Ouyang, C. F. (2003) Nitrification efficiency and nitrifying bacteria abundance in combined AS-RBC and A20 systems. *Wat. Res.* 37, 2281-2290.
- Warakomski, A., Morper, M. (2005) Process Modeling IFAS and MBBR Systems Using LinPor™, Enchantment CD, Rocky Mountain Water Environment Association, Technical Session 17. Operations and Management, Sept. 2005, Albuquerque, NM, USA

9. Aerob granulált iszapos rendszerek

9.1. Iszapgranuláció aerob rendszerekben

Egy eddigi biofilm kialakítástól eltérő megoldást is megvalósítottak éppen a 70-es években kidolgozott, s folyamatosan sikeres anaerob iszapgranuláció analógiájára az aerob rendszerekben, vagy két évtizedig nem tapasztaltak iszapgranulációt. Eleveniszap aerob környezetben történő granulálódásáról, lakossági szennyvíznél 1991-ben adtak először hírt japán kutatók (Mishima és Nakamura, 1991). Az ilyen, aerob granulált iszap viszonylag nagy sűrűségű, gömbszerű, 1-3 mm átmérőjű részecskékből áll (Heijnen és van Loosdrecht, 2001). Szemcséiben milliós nagyságrendben mutattak ki különböző mikroorganizmus csoportokba sorolható fajokat, így a hagyományos eleveniszaphoz hasonlóan, kevert kultúráknak tekintették azokat. Így ezek az iszapgolyócskák is a szennyvíz összetételének megfelelően kialakuló egyedei fajta összetételüknek megfelelő úton és aktivitással bontják le a szennyvízben található szennyező komponenseket. Iszapszemcséi ugyanakkor rendezett, sűrű, erős szerkezettel és jó ülepedési tulajdonsággal rendelkeznek. Jelenleg csakis SBR reaktorokban (utóbbi évtizedekben széles körben elterjedt a városi és ipari szennyvízkezelésben) alakíthatók ki. Más típusú berendezésekben a baktériumok maguktól nem aggregálódnak a közöttük fellépő tasztító elektromos erőhatások és a nagymértékű hidratáció miatt (Gao et al., 2010). Természetesen az aerob granulátumok pontosabb megismerése után kiderült, hogy azokban is megfelelő szelekció alakul ki a tápanyag ellátottságnak megfelelően.

Aerob granulált iszapos SBR reaktoroknál a szennyvíz kezelése négy fő lépésből áll: szennyvíz beadagolás, levegőztetés, ülepités, tisztított víz elvezetése (Liu, Wang and Tay, 2005). Az ülepedési idő és térfogatcsere arány, valamint a tisztított víz elvételi ideje jelentik a legfontosabb szelekciós hatásokat az ilyen rendszerben, mely jól látható az alábbi két diagramon.



44. ábra: A granulált iszap az ülepedési idő és a kicserélődési arány függvényében (Liu, Wang and Tay, 2005)

A fent említett három paraméter megfelelő szabályozásával érhető el, hogy megfelelő granuláció alakuljon ki a rendszerben és ezzel jó minőségű aerob granulált iszap keletkezzen (Qin, L. et al., 2004). Bebizonyosodott, hogy a granulált iszap szerkezetét elsősorban a reaktorban kialakult nyírófeszültség határozza meg (Shin et al., 1992). Az extracelluláris poliszacharidok (polielektrolitszerű képződmény) meghatározó szerepet játszanak a sejtek összetapadásánál, és a szemcsében történő tartós rögzítésénél. Ezek a ragasztó anyagok ugyanis biológiailag kellően stabilisak a tartós hatás kifejtéséhez. A nagy nyírófeszültséget tűrő mikroorganizmusok több poliszacharidot választanak ki (szelekció). Következésképpen a fokozott poliszacharid termelés csak nagyobb nyírófeszültséget eredményező berendezés-

kialakításnál, levegőztetésnél eredményezheti tömörebb és erősebb szemcseszerkezet kialakulását az aerob granulátumnál (Liu and Tay, 2004). A kellően érett szemcsék általában 1-2 perc alatt kiülednek a laboratóriumi egységekben, s felül tiszta folyadékfázis alakul ki (Beun et al., 2000).

A levegőbuborékok nagyobb feláramlási sebessége okozta nyíróhatás növekedés a laboratóriumi levegőztetett oszlop-reaktorokban kompaktabb, tömörebb iszapgolyókat eredményezett. 1,2 cm/s alatti gáz feláramlási sebességnél nem is granulálódott az iszap, de még 1,4-2,0 cm/s gáz feláramlási sebességnél is széteső, kis mechanikai stabilitású részecskék keletkeztek. Ezért kell nagyobb levegő feláramlást biztosítani a jó granulációhoz. A legtöbb közlemény 1.2 cm/s-nál nagyobb gázsebességet említ. A nagyobb levegőbevitellel ugyanakkor megnő az energiaigény is (Liu and Tay, 2006, Gao et al., 2010)

9.2. Az aerob iszapgranulációt befolyásoló főbb tényezők

9.2.1. Tápanyag-összetétel hatása

Az aerob granulált iszap sikeresnek bizonyult számos tápanyag-típusnál, mint a glükóz, acetát, fenol, etanol, stb (Moy et al., 2002). A granulátum szerkezetét és mikroorganizmusok összetételét mindig meghatározza a szénforrás típusa. Az elsősorban glükózt fogyasztó granulált iszap fonalas szerkezetű (ilyen formában szaporodó mikroorganizmusok dominálnak abban), míg az acetát fogyasztó granulált iszap nem fonalas, nagyon tömör szerkezetű, melyben a pálcika alakú baktériumok vannak túlsúlyban (Liu and Tay, 2004). Granulált aerob iszapot szervesetlen szénforrás felhasználásával, szerves nélkül, nitrifikáló/denitrifikáló rendszerekben is sikerült kialakítani (Tsuneda et al., 2003). Az ilyen aerob granulált iszapok igen jó nitrifikációs teljesítménnyel rendelkeznek (Gao et al., 2010, Winkler et al, 2013).

9.2.2. Szerves anyag terhelés hatása

Aerob granulált iszap kizárólagosan szerves anyag eltávolításra nagy szerves anyag terhelés mellett is jól alkalmazható (2.5-15 kg KOI/m³d) (Moy et al., 2002 and Liu et al., 2003), pontosabban ilyen terhelés-tartományban is stabil granuláció biztosítható. Söripari, húsipari szennyvizek tisztításánál az utóbbi években a gyakorlatban is jól bevált ez a megoldás. Az iszapterhelés nem befolyásolta a kialakuló szemcsék alakját, sűrűségét, száraz iszaptömeg sűrűségét. Az ülepedésekor mérhető iszapindex is egyformán kicsi, mintegy 50 ml/g körüli volt, ami nagyon jó ülepedést biztosít. A terhelés növekedésével azonban a szemcsék mechanikai stabilitása csökkent, könnyebben szétesővé váltak, illetőleg a folyamatos terhelésnél megfelelő idő után szét is estek kisebb részekre.

A lakossági szennyvizek esetében ugyanakkor a terhelés csak viszonylag szűk tartományban változtatható. A hagyományos, folyamatos betáplálású eleveniszapos rendszerrel összehasonlítva annak a 12-24 órás hidraulikus tartózkodási idejének megfelelően terhelhető. Ez mindössze 1-2,5 kg KOI/ m³d térfogati terhelést jelent.

Az SBR reaktorban az aerob granulált iszap 0,7 és 1 mg/l oldott oxigén koncentrációnál is kialakul, de 2 mg/l oldott oxigén koncentráció felett is sikeresen fejlődik. Következésképpen a DO koncentrációja nem döntő fontosságú a granulátum kialakulásában (Gao et al., 2010).

A hidraulikus szelekció kapcsán szükségszerű, hogy az SBR egység nagy magasság/átmérő aránnyal épüljön, hogy az iszaprészek ülepedése során érvényesülő szelekció kellő mértékűt

érjen el. Ez egyben kis fajlagos alapterület igényt is eredményez, amit persze nagyobb szabályozásigény kompenzál (Liu and Tay, 2004). Nincs azonban szükség iszapülepítőre, amely a hagyományos rendszerek térfogatigényének a felét-negyedét is jelentheti.

9.3. Az aerob granulált iszap tulajdonságai

Összehasonlítva a laza, pelyhes, szabálytalan, hagyományos iszap flokkulátummal, az aerob granulált iszap:

- szabályos, tiszta, sima, gömbölyű felületű
- nagy iszap visszatartással és kiváló ülepedési tulajdonságokkal rendelkezik
- ellenálló az iszapkihordással szemben, s kiváló ülepedetősége révén könnyebb a tisztított elfolyó víz és a granulált iszap elválasztása a technológiai folyamat végén (Liu and Tay, 2004, Gao et al., 2010).

9.4. Mikroorganizmusok elhelyezkedése a granulátumon belül

A vizsgálatok alapján az ammónium-oxidáló baktérium, a *Nitrosomonas* spp. általában a granulátum belsejében 70-100 μm -es mélységben található, a granulátum járatokat és pórusokat tartalmaz, amelyek akár 900 μm -es mélységbe benyúlhatnak. Ezek a csatornák és pórusok elősegítik az oxigén és a tápanyag bejutását a granulátum belsejébe, valamint a bomlástermékek kijutását azokból. Az anaerob baktériumok 800-900 μm -es mélységben találhatók, ahol, már megfelelően kis koncentrációban van jelen oxigén. Az aerob iszap ideális átmérője kevesebb, mint 1600 μm . 800-1000 μm -es mélységben már elhalt sejteket is találhatunk (Toh et al., 2003). Következésképpen a kisebb granulátumok eredményesebbek a szennyvíztisztítás szempontjából, mivel kevesebb elhalt mikroorganizmust tartalmaznak. A szerves anyag oxidációja és a nitrifikáció szempontjából lényeges az oxigén eloszlása a granulátumon belül. Az oxigén penetráció fokozatosan csökken a granulátum méretének növekedésével, természetesen lokális oxigénbevitelre is mód van az ilyen granulátumokban az említett belső csatornák révén.

9.5. Aerob iszapgranuláció gyakorlati alkalmazása

A szennyvíztisztítási gyakorlatban az aerob granulált iszap számos pozitív tulajdonsága ellenére még nem olyan elterjedt, mint anaerob változata. Az aerob granulációt jelenleg csak SBR reaktorokban alkalmazzák hatékonyan, mivel más típusú berendezésekben nem állnak rendelkezésre az aggregációhoz szükséges feltételek. Az aerob granulált iszap számos kedvező tulajdonsággal rendelkezik. Kicsi a kihordása a reaktorból, jobban elviseli a nagy szerves anyag terheléseket, kevésbé érzékeny a toxikus szerves anyagokkal és nehézfémekkel szemben, nagy iszap visszatartással és kiváló ülepedési tulajdonságokkal rendelkezik. Utóbbi tulajdonságánál fogva az SBR reaktorban az ülepedési periódus időtartama lecsökkenthető, így a műveleti ciklusok száma növelhető. A granulált iszap képes nagy mennyiségű biomasszát visszatartani, következésképpen jól alkalmazható nagy térfogati terhelésű rendszereknél (de Kreuk et al., 2005). Minél nagyobb, tömörebb a granulátum, annál kisebb mértékű lesz az oxigén penetráció a szemcsékben. Ez azt eredményezi, hogy a felületi részében, héjában heterotróf tevékenység alakul ki, míg a nitrifikáció nitritációra korlátozódva az alsóbb rétegben folyik. Vizsgálatokkal bizonyított az is, hogy az ammónium adszorpciója a magban jóval nagyobb, mint az eleveniszapban, így az is fokozza a nitrifikáló teljesítményt, illetőleg a nitritálás, denitritálás kialakulását (Bassin et al., 2011). A granulátum magja ilyenkor

denitritálhat, denitratálhat, illetőleg fokozott foszfor akkumulációra is alkalmas lehet (Winkler, 2012, Winkler et al., 2013). A belső mag szerves anyag hányada nagyobb lévén az ülepedési sebessége is nő a levegőztetés, vagy keverés kikapcsolásakor, javítva a granulálódást. A levegőztetés mértékének növelésével javítható az oxigén ellátás, ezzel párhuzamosan azonban megnő az energia ráfordítás is. Ezért fontos az üzemelés során az optimális viszonyok beállítása.

A holland kutatók munkáját látszólag siker koronázta 2012-ben, amikor megépült az első aerob granulált iszappal működő lakossági szennyvíztisztító üzem. Hatvanezer lakosegyenérték terhelést napi 8000 köbméter szennyvízből távolít el. A tervezők szerint az eleveniszapos rendszereknél négyszer nagyobb terheléssel képes az üzem a szerves anyag eltávolításra, egyidejű kitűnő nitrogén és foszfor eltávolítás mellett. Az előbbit 5, az utóbbit minimális vegyszeres segédlettel 0,2 mg/l alá tudja csökkenteni. Egyetlen problémája látszik csak az üzemnek, hogy mindehhez 3x4500 köbméteres SBR szükséges. A számítható 1 2/3 napos HRT nem látszik igazolni a négyszeres térfogati tápanyag eltávolítási teljesítményt. Bár jelenleg az információk szerint több ilyen üzem is épül, a náluk kialakuló teljesítmény becsléséhez még több adatszerű információra van szükség.

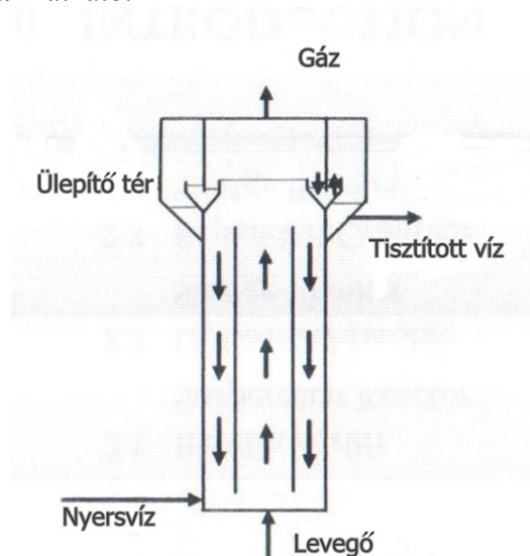
Hivatkozások

- Bassin, J. P., Pronk, M., Robbert Kleerebezem, R., Mark van Loosdrecht, M. C. M. (2011) Ammonium adsorption in aerobic granular sludge, activated sludge and anammox granules. *Water Research*, 45 (16) 5257-5265.
- Beun, J. J., van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J. (2000) Aerobic granulation, *Water Sci. Technol.* 41, 41–48.
- de Kreuk, M, Pronk, M., Mark van Loosdrecht, M. C. M. (2005) Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Research* 39 (18) 4476-4484.
- Gao, D., Liu, L, Liang, H., Wu, Wei-Min. (2010) Aerobic granular sludge: characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment. *Critical Reviews in Biotechnology*, 10/2010; 31(2) 137-52.
- Heijnen, J. J., van Loosdrecht, M. C. M. (2001) N-removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor, *Biotechnol. Bioeng.* 75, 82–92.
- Liu, Y. Q., Tay, J. H. (2006) Variable aeration in sequencing batch reactor with aerobic granular sludge, *Journal of Biotechnology*, In Press, Corrected Proof
- Liu, Y., Tay, J. H. (2004), State of the art of bio-granulation technology for wastewater treatment, *Biotechnology Advances*, Volume 22, Issue 7, 533-563
- Liu, Y., Wang, Z. W., Tay, J. H. (2005) An unified theory for up-scaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors *Biotechnology Advances*, Volume 23, Issue 5, 335-344
- Liu, Y., Yang, S. F., Liu, Q. S., Tay, J. H. (2003) The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules. *Curr. Microbiol.* 46, 270–274.
- Mishima, K. and Nakamura, M., 1991. Self-immobilization of aerobic activated sludge—a pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment. *Water Sci. Technol.* **23**, 981–990.
- Moy, B. Y. P., Tay, J. H., Toh, S. K., Liu, Y., Tay, S. T. L. (2002) High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Lett. Appl. Microbiol.* **34**, 407–412.
- Qin, L., Tay, J. H., Liu, Y. (2004) Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Process Biochem.* 39, 579–584.
- Shin, H. S., Lim, K. H., Park, H. S. (1992) Effect of shear stress on granulation in oxygen aerobic upflow sludge reactors. *Water Sci. Technol.* **26**, 601–605.
- Toh, S. K., Tay, J. H., Moy, B. Y. P., Ivanov, V., Tay, S. T. L. (2003) Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **60**, 687–695.
- Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., Hirata, A. (2003) Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor. *Water Res.* **37**, 4965–4973.
- Winkler, M (2012) „Magis granules” PhD Dissertation, TU Delft, The Netherlands
- Winkler, M. K., Kleerebezem, R., Strous, M., Chandran, K., van Loosdrecht MC. (2013) Factors influencing the density of aerobic granular sludge. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 97(16) 7459-7468.

10. Szuszpendált, vagy fluid-ágyas szennyvíztisztítás

A műszaki fejlődés érdekes módon a biofilmes reaktorok egy különleges csoportjának kifejlesztését már a nyolcvanas évek elején lehetővé tette. Ezek nem granulált iszapos megoldások, de annyiban hasonlítanak ahhoz, hogy egy viszonylag nagy sűrűségű hordozó magon kialakuló biofilm mintegy granulált iszapként viselkedik. Ezeket szuszpendált hordozós biofilmes változatnak tekinthetjük. Nagy bifilm tömeg alakítható ki velük kis térfogatban is, így többnyire iszaprecirkuláció nélkül is jó teljesítményt biztosítanak (Nicolella et al., 2000a, Lee et al., 2002). A szuszpendált biofilm hordozó a nagy felület mellett jó anyagátadást is biztosít az intenzív belső keveredés révén.

Más kérdés, hogy ilyen reaktorok a gyakorlatban igen kis számban kerültek kiépítésre a magas beruházási igényük és a nehézkes üzemeltethetőségük miatt. Elméletileg egyértelmű volt, hogy a biofilm hordozó méretét a lehetséges minimálisra kell csökkenteni, hiszen ezzel lehet a maximális biofilm felületet biztosítani. A hordozónak ugyanakkor fluid rendszert kellett képeznie a folyadékfázissal, ami meghatározta nem csak a szemcseméretét, de a sűrűségét is. Ennek megfelelően előbb a fluid-ágyas reaktorok épültek ki a gyakorlatban, majd valamivel később az úgynevezett air-lift reaktorkialakítás is megvalósult ilyen fluid ágygal. Közben a finom hordozós fluid-ágyakról bebizonyosodott, hogy lakossági szennyvizek tisztítására túlzottan költségesek, így továbbfejlesztésükre a szennyvíztisztításnál nem került sor. Laboratóriumi vizsgálatokra viszont kitűnően alkalmasak. Az air-liftes megoldás üzemeltetése egyszerűbb, ezzel több üzem is megépült, elsősorban Hollandiában. Elvi kialakítása a **45. ábrán** látható.



45. ábra: Az air-lift reaktorok kialakítási elve.

A fluid-ágyas szennyvíztisztítóban kis szemcsék felületén kialakított biofilm végzi a biológiai átalakítások döntő hányadát (Heinen et al., 1993). Gyakorlatilag ezek is elárasztott rendszernek tekinthetők, lebegő biofilm hordozóval. Air-lift megoldással is üzemeltethetők. A biofilmes air-lift szuszpenziós megoldás CIRCOX néven ismert, s mintegy 4-10 kg KOI/m³d terheléssel és fél-négy órás oxikus HRT-vel üzemelnek. Ilyenkor azokban a külső térben az ülepedés sebessége 50 m/h értéket is elérheti, így 15-30 g/l biomassa koncentráció is kialakulhat abban a biofilm révén (Frijters et al., 2000; Nicolella et al., 2000b). A kialakuló nagy iszapkor révén a tisztító nitrifikációra is képes. A nagy fajlagos felület és a víz és a hordozórészecskék között fellépő jelentős nyíró hatás, illetőleg részecskék közötti ütközések

vékony, de aktív biofilm kialakulását eredményezik. Emellett a jó keveréssel és ülepedési lehetőséggel is tervezett reaktorok jó biofilm tápanyagellátást (reaktorterenként akár eltérő oxigénellátást) is lehetővé tettek. Ez mind a szerves anyag, mind a nitrogéneltávolítás lehetőségeit javította (Nicolella et al., 2000a). Az air-lift reaktorok leáramló terében megfelelő szabályozással anoxikus környezet, illetőleg denitrifikáció is kialakítható (Frijsters et al., 2000.). Összességében a megoldással a nitrogénterhelés 1-2 kg N/m³d értékig volt növelhető, míg egyidejűleg 90 % fölötti denitrifikációt is biztosított. Ez természetesen nem lakossági szennyvízzel érhető el, hanem ammóniában gazdagabb szennyvízzel, például anaerob rothasztó iszapvizével.

Kisebb méretű porózus hordozók nem jelentenek egyértelműen nagyobb aktív felületet a biofilm kialakulására. A túl kis pórusméret nem teszi lehetővé a baktériumok hordozón belüli kolonizációját. Két ásványi por összehasonlító vizsgálata során azt tapasztalták, hogy a durvább bentonit poron a kialakuló biomassza koncentrációja 110-410 mg /l-rel nagyobb lett, mint a finomabb szemcsésű krinoptilolit poron, annak ellenére, hogy az utóbbi fajlagos felülete háromszor nagyobb volt az előzőnél (Lee et al., 2002). Ezt a krinoptilolit kisebb pórusaiban lehetséges gyengébb kolonizációval magyarázták.

A pórusméret csökkenésével a tápanyag és az oxigén diffúziója is csökken a hordozóban, s valamiképpen ez is kisebb tisztító teljesítményt eredményez (Matsumura et al., 1997). A felületi egyenetlenségnek kettős hatása van. Egyik oldalról elősegíti a kolonizációt (Welander et al., 1997), míg más részről nagyobb biofilm leszakadást eredményez a részecskék ütközésének eredményeként a biofilm kialakulásának az időszakában, lassítva annak kialakulását, pl. egy air-lift reaktorban (Teixeira et al., 1998b)

A finom (1-2 mm méretű) hordozóanyag fajlagos felülete a néhány ezer m²/m³, míg a strukturált műanyagöltetese csak 500-1000 m²/m³. A habzivacs szerkezetű töltőanyagok fajlagos felülete is hasonló lehetett a fluid hordozókéhoz, de azoknál a kialakuló biofilm, illetőleg a hordozóval összeépülő biomassza lebontási folyamatai azok belső tereikben az eltömődésük miatt még az egyszerű biofilmekénél is komplikáltabbá válhattak. A nagyobb méretű, strukturált polimer hordozók velük szemben csak néhány száz m²/m³ biofilm felületet biztosítanak a levegőztető medencében.

Hasonló kialakítású reaktorral szerves anyag terhelés nélkül, tisztán nitrifikáló biofilmmel 6 kg N/m³ d nitrifikáló kapacitás is elérhető volt (Tijhuis et al., 1990). Különböző biofilmes szennyvíztisztító rendszerek tisztító teljesítményét a **9. táblázat** hasonlítja össze.

9. táblázat: Különböző biofilmes szennyvíztisztító rendszerek nitrifikáló teljesítményének az összehasonlítása.

Tisztító típusa NR (g NH ₄ -N/m ² d)	Kapacitás Forrásmunka	
Csepegtetőtest	0.149	Arbiv and van Rijn [1995]
0.1-0.2	Lakang and Kleppe [2000]	
0.15-0.43	van Rijn and Rivera [1990]	
0.4-1.4	Knosche [1994]	
0.24-0.55	Kamstra et al.[1998]	
0.28-0.69	Nihof and Bovendeur [1990]	
0.4-0.8	Nihof [1995]	
0.6-0.73	Bovendeur et al.[1990]	
0.75	Otte and Rosenthal [1979]	
0.94-3.92	Greiner and Timmons [1998]	
Elárasztott biológiai szűrő	0.056	Reyes and Lawson [1996]
0.59	Davis and Arnold [1998]	
0.43	Wickins [1985]	
0.13-0.57	Greiner and Timmons [1998]	
Gyöngy szűrő (keverős visszamosással)	0.33-0.45	Sastry et al. [1999]
Forgó tárcsás kontaktor (RBC)	0.257	Reyes and Lawson [1996]
Forgó dobos RBC	0.4-1.6	Wortman - Wheaton [1991]
Szakaszos betáplálású reaktor (SBR)	1.86	Zhu and Chen [1999]
Fluid ágyas biofilter	0.21-0.27	Skolstrup et al. [1998]

NR=Nitrifikáció sebessége

Néhány újabban kifejlesztett biofilmes rendszer, mint a mozgóágyas (töltetes) reaktortok, és a (fluidágyas) biofilmes air-lift reaktorok kitűnő ammónium-oxidáló teljesítményt bizonyítottak, bár ezek is érzékenyek a túlzott szerves anyag terhelésre. Egy próbauzemi mozgóágyas reaktornál 4,5 g/m²d oldott BOI felületi szerves anyag terhelés fölött a nitrifikáció leállt (Rusten et al., 1995). Egy biofilmes air-lift reaktorban a szerves anyag 0 – 6,85 kg KOI/m³ d terhelés tartományában a nitrifikációs kapacitás 5-ről 1 kg nitrogén/m³ d értékre csökkent. Ez a kapacitás csökkenés egyértelműen a biofilm felületén megvastagodó heterotróf iszapréteg kialakulásának és nitrifikáció-gátló hatásának volt tulajdonítható (Tijhuis et al., 1994).

A 90-es években megépített szuszpendált hordozós air-lift reaktorok esetében a biofilm dominanciájára volt lehetőség. Az utóbbiaknál a hidraulikus tartózkodási idő, s vele az iszapkor is nagyon nagy szerepet játszott a biofilm kialakulásában (Tijhuis et al., 1994a, b; van Benthum et al., 1997). Az ilyen berendezésekkel történt vizsgálat alapján állapították meg, hogy a biofilm csak olyan esetben alakulhat ki egy tökéletesen kevert reaktorban, ha a hidraulikus tartózkodási idő kisebb, mint a maximális szaporodási sebesség reciproka (Tijhuis et al., 1994b). Egyébként éppen a diffúziós gátlás miatt a mikroorganizmusok a kedvezőbb tápanyagellátást biztosító szuszpenzióban fognak szaporodni.

A holland kutatócsoport eredményei alapján a nitrifikációt és denitrifikációt is ugyanabban a módosított szuszpenziós air-lift reaktorban kívánta megvalósítani (van Benthum et al.,

1998a,b; van Loosdrecht et al., 2000). Ennél a megoldásnál a nitrifikálókat a biofilmben, míg a denitrifikáló mikroorganizmusokat lebegő iszap formájában kívánták hasznosítani. A koncentrikus csövekként kialakított air-lift reaktorban folyamatos folyadék cirkulációt alkalmaztak egy belső levegőztető és egy külső, nem levegőztetett (anoxikus) tér kialakításával. Úgy találták azonban, hogy a denitrifikáció jobb szerves anyag ellátás igénye a biofilm nitrifikációjának a visszaszorulásához vezetett a megfelelő HRT tartása esetén is.

Más kutatók tapasztalatai azonban nem igazolták később a finom szuszpendált hordozós, biofilmes air-lift reaktorokra tett megfigyeléseiket. Polietilén granulátumot alkalmazó mozgó ágyas megoldásoknál 5 órás hidraulikus tartózkodási idő esetén például nagyobb heterotróf filmnövekedést tapasztaltak, mint 0,8 óránál, amely az előzőnél teljesen le is állította a nitrifikációt (Nogueira et al., 2002). Ezt úgy magyarázták, hogy a nagyobb tartózkodási idő esetén több extracelluláris polimer tudott kialakulni a biofilmben, mint ellenkező esetben. Ez azután megövelte a folyadék viszkozitását, aminek az áttételes hatásai vezettek végül a vastagabb biofilm kialakulásához. Mindezek azonban csupán azt bizonyítják, hogy a különböző hordozók és meglehetősen eltérő hidrodinamika is nagy mértékben befolyásolja a biofilm összetételének alakulását a viszonylagosan jó szerves tápanyag ellátottságú környezetben. A biofilm kialakulását tehát az arra jelentkező hidraulikus nyíró hatás, a rendszer átlagos, valamint a biofilm felületi terhelése feltehetően sokkal jobban befolyásolhatja, mint a mikroorganizmusok növekedési sebessége.

Hivatkozások

- Arbiv, R. and van Rijn, J. (1995), "Performance of a Treatment System for Inorganic Nitrogen Removal in Intensive Aquaculture Systems." *Aquacultural Engineering*, 14 (2) 189-196
- Bovendeur, J., Zwage, A. B., Lobee, B. G. J. and Blom, J. H. (1990) "Fixed-film Reactors on Aquaculture Water Recycle System: Effect of Organic Matter Elimination on Nitrification Kinetic," *Water Research*, 24 (2) 207-215.
- Davis, D. A. and Arnold, C. R. (1998) "The Design, Management and Production of a Recirculating Raceway System for the Production of Marine Shrimp," *Aquacultural Engineering*, 17 (3) 193-200.
- Frijters, C., Vellinga, S., Jorna, T., Mulder, R. (2000) Extensive Nitrogen Removal in a New Type of Air-lift Reactor. *Water Sci. Technol.*, 41 (4-5) 469-476.
- Greiner, A. D. and Timmons, M. B. (1998) "Evaluation of the Nitrification Rates of Microbead and Trickling Filters in an Intensive Recirculating Tilapia Production Facility," *Aquacultural Engineering*, 18 (3) 189-196.
- Kamstra, A., Heul, J. W. and Nihof, M. (1998) "Performance and Optimisation of Trickling Filters on Eel Farms," *Aquacultural Engineering*, 17 (3) 175-182.
- Knosche, R. (1994) "An Effective Biofilter Type for Eel Culture in Recirculating Systems," *Aquacultural Engineering*, 13 (1) 71-80.
- Lakang, O. I. and Kleppe, H. (2000) "Efficiency of Nitrification in Trickling Filters Using Different Filter Media," *Aquacultural Engineering*, 21 (3) 181-189.
- Lee, H. S. Park, S. J. and Yoon, T. I. (2002) Wastewater treatment in a hybrid biological reactor using powdered minerals: effect of organic loading rates on COD removal and nitrification. *Process Biochemistry* 38 (1) 81-88.
- Matsumura, M., Yamamoto, T., Wang, P-C, Shinabe, K. and Yasuda, K. (1997) Rapid nitrification with immobilized cell using macro-porous cellulose carrier. *Wat. Res.* 31(5), 1027-1034.
- Nicolella, C., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, S. J. (2000) Particle-based biofilm reactor technology. *Trends in Biotechnol.* 18, 312-320.
- Nijhof, M. (1995) "Bacterial Stratification and Hydraulic Loading Effects in a Plug-flow Model for Nitrifying Trickling Filters Applied in Recirculating Fish Culture Systems," *Aquaculture*, 134 (1-2) 49.
- Nijhof, M. and Bovendeur, J. (1990). "Fixed Film Nitrification Characteristics in Sea-Water Recirculation Fish Culture Systems," *Aquaculture*, 87, 133-140.
- Nogueira, R., Melo, L. F., Purkhold, U., Wuertz, S. and Wagner, M. (2002) Nitrifying and heterotrophic population dynamics in biofilm reactors: effect of hydraulic retention time and the presence of organic carbon. *Wat. Res.* 36, 469-481.
- Otte, G. and Rosenthal, H. (1979) Management of a Closed Brackish Water System for High-density Fish Culture by Biological and Chemical Water Treatment, *Aquaculture*, 18, 169-176.
- Reyes, A. A. and Lawson, T. B. (1996) Combination of a Bead Filter and Rotating Biological Contactor in a Recirculating Fish Culture System," *Aquacultural Engineering*, 15 (1), 27-35.
- Rusten, B., Hem, L. J. and Odegaard, H. (1995) Nitrification of municipal wastewater in moving bed biofilm reactors. *Water Environ. Res.* 67, 75-85.
- Sastry, N. B., Reyes, A. A., Rusch, K. A. and Malone, R. F. (1999) "Nitrification Performance of a Bubble-washed Bead Filter for Combined Solids Removal and Biological Filtration in a Recirculating Aquaculture System," *Aquacultural Engineering*, 19 (2) 105-112.

- Skolstrup, J., Nielsen, P. H., Frier, J. O. and McLean, E. (1998) "Performance Characteristic of Fluidized Bed Biofilters in a Novel Laboratory-scale Recirculation System for Rainbow Trout: Nitrification Rate, Oxygen Consumption and Sludge Collection," *Aquacultural Engineering*, 18 (4) 265-272.
- Teixeira, P. and Oliveira, R. (1998b). The importance of surface properties in the selection of supports for nitrification in airlift bioreactors. *Bioprocess Eng.* 19, 143-147.
- Tijhuis, L., Huisman, J. L., Hekkelman, H. D., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (1995) Formation of nitrifying biofilms on small suspended particles in airlift reactors. *Biotechnol. Bioeng.* 47, 585-595
- Tijhuis, L., Rekswinkel, E., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (1994a) Dynamics of population and biofilm structure in the biofilm airlift suspension reactor for carbon and nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.* 29 (10-11), 377-384.
- Tijhuis, L., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (1994b) Formation and growth of heterotrophic aerobic biofilms on small suspended particles in airlift reactors. *Biotechnol. Bioeng.* 44, 595-608.
- van Benthum, W. A. J., Garrido, J. M., Mathijssen, J. P. M., Sunde, J., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (1998a) Nitrogen removal in intermittently aerated biofilm air-lift reactor. *J. Environ. Eng.* 124 (3) 239-247.
- van Benthum, W. A. J., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (1997) Control of heterotrophic layer formation on nitrifying biofilm in a biofilms in a biofilm air-lift suspension reactor. *Biotechnol. Bioeng.* 53(4) 397-405.
- van Benthum, W. A. J., Derissen, B. P., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (1998b) Nitrogen removal using nitrifying biofilm growth and denitrifying suspended growth in a biofilm air-lift suspension reactor coupled with a chemostat. *Wat. Res.* 32(7) 2009-2018.
- van Loosdrecht, M. C. M., van Benthum, W. A. J. and Heijnen, J. J. (2000) Integration of nitrification and denitrification in biofilm air-lift suspension reactors. *Wat. Sci. Tech.* 41(4-5) 97-103.
- van Rijn, J. and Rivera, G. (1990) "Aerobic and Anaerobic Biofiltration in an Aquaculture Unit-nitrite Accumulation as a Result of Nitrification and Denitrification." *Aquacultural Engineering*, 9, 217-225.
- Welander, U., Henrysson, T. and Welander, T. (1997) Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Wat. Res.* 31(9) 2351-2355.
- Wickins, J. F. (1985) "Ammonia Production and Oxidation During the Culture of Marine Prawns and Lobsters in Laboratory Recirculation Systems," *Aquacultural Engineering*, 4, 155-163.
- Wortman, B. and Wheaton, F. (1991) "Temperature Effects on Biodrum Nitrification," *Aquacultural Engineering*, 10, 183-190.
- Zhu, S. and Chen, S. (1999) "An Experimental Study on Nitrification Biofilm Performances Using a Series Reactor System," *Aquacultural Engineering*, 20(4) 245-252.

11. A szennyvíztisztítás térfogati-teljesítménye növelésének egyéb kombinált lehetőségei

A korábbiak alapján egyértelmű, hogy az lakossági szennyvizek aerob tisztítása döntően a szerves anyagok, illetőleg az ammónium oxidációját, s nitrogénként történő eltávolítását jelenti. A két szennyező típust más-más mikroorganizmus csoport oxidálja, melyek maximális tápanyag-hasznosítási sebessége (fajlagos szaporodási sebessége) egy nagyságrenddel különbözik. Az egy iszapos (iszapkörös) eleveniszapos tisztítóban, a lakossági szennyvizekből ezért mindegyik tápanyag csakis úgy távolítható el közel teljes mértékben, ha a gyorsabban szaporodóknak a szaporodását visszaszorítják (karbon limitált rendszer), lehetővé téve a nitrifikálók szükséges arányban történő elszaporodását. A teljesítmény ugyanakkor növelhető az iszapkoncentráció növelésével. További teljesítmény növelés vagy a két mikroorganizmus csoport biofilmben történő szelekciójával, s ezzel a teljes rendszerben kialakuló arányuk megváltoztatásával, vagy a többlet ammónium teljesen szeparált terekben és folyadékaromokban történő újszerű (autotrof) eltávolításával lehetséges. Az elsőre a korábbi granulált iszapos fejezet végén próbáltunk utalni, a másodikra pedig itt kívánunk példákkal szolgálni. Az utóbbi megoldások egyébként az anaerob rothasztók iszapvizének, valamint a szilárd hulladéklerakók csurgalékvizének a nitrogén-mentesítésére terjedtek el a gyakorlatban is rohamos ütemben az utóbbi 10 évben.

Fontos tényező a teljesítmény növelésében, hogy mindkét tápanyag átalakítása, eltávolítása oxigént igényel, melyet valamiképpen levegővel kell az iszapos vízbe bejuttatni. Az oxigénellátás ma általánosan a medence fenekén kialakított légbeviteli elemekkel történik, melyeknek korlátos a gázbeviteli teljesítményük. Több oxigént csak a medence mélységének a növelésével, vagy a levegőnek a tiszta oxigénnel történő dúsításával lehet ezért az iszapos vízbe bejuttatni.

11.1. Iszaptümeg és térfogati-teljesítmény növelés speciális iszapgranulációval

Az anaerob mikroorganizmusok különleges hasznosítására hosszú ideje sor kerül a szennyvizek tisztításban a szennyvíziszap biometanizációjánál. Teljesítményük a szerves anyag mezofil biometanizációjában, átalakításában az aerob eleveniszapével közelítőleg azonos. Az egy köbméterben levő 50 kg lebegő iszap (szárazanyag) 20 kg-nyi szerves hányadát (30 kg KOI) 20 nap alatt lehet abból metánná és széndioxiddá alakítani. Ennek a szerves anyag átalakításnak a teljesítménye így 1,5 kg KOI/m³d, hasonlóan az eleveniszapos rendszer 1 kg KOI/m³d értékéhez.

A hetvenes évek elején felfedezett anaerob iszapgranulációval ugyanakkor a jól bontható ipari szennyvizek anaerob előtisztítói 10-30 kg KOI/m³d térfogati teljesítményt is képesek elérni. Más kérdés, hogy azokba nem kell levegőt bevezetni. Ott a keverést a belső folyadékaramlás és nagy gázfejlődés biztosítja. Ez egyébként a granulumba tömörült mikroorganizmusok tápanyag ellátásához szükséges is (Hulshoff Pol et al., 2004). Ez azt bizonyítja, hogy a szerves anyag átalakító anaerob granulált mikroorganizmusok a korábban bemutatott aerob granulációval szemben jóval nagyobb szerves anyag átalakításra, „mineralizálásra” képesek. Az ilyen anaerob tisztítókat ma rendszerint 10-15 kg KOI/m³d terheléssel üzemeltetik, mert ekkor működésük stabil, és jó szerves anyag átalakítási (mineralizálási) hatásfok érhető el velük. Más kérdés, hogy az ilyen anaerob tisztítás csak a könnyen bontható szerves anyagok

metánna és széndioxiddá alakítására képes, határértéket meghaladó oldott szerves anyagot hagyva az elfolyó vízében, miközben egyáltalán nem tudja eltávolítani az ammóniumot.

Ennek kapcsán kézenfekvő lehet a gondolat, hogy szerves anyagot alig tartalmazó, nagyobb ammónium koncentrációjú vizek nitrogén átalakításainál is kialakulhat valamilyen granuláció, vagy biofilmben történő szelekció. A lakossági szennyvizek tisztításánál ilyesmi csakis a rothasztó iszapvízének a szeparált nitrogén-mentesítésénél jöhet szóba. Az iszapvíz szeparált kezelésének a célja azonban kezdetben csak a nitrifikáció felgyorsítása volt a meleg, nagyobb ammónium tartalmú (0,5-1,5 g/l) vízben. Ez sikeres volt mind eleveniszapos, mind biofilmes megoldással. 1-1,5 kg ammónium oxidációját lehetett így biztosítani egy köbméter reaktortérben. Kérdés azonban ilyenkor a heterotróf denitrifikáció tápanyagellátása, ami komoly költségnövelő tényező (SHARON-eljárás).

Hamarosan felismerték viszont az ammónium és nitrit összekapcsolásának a lehetőségét (ANAMMOX), melyet azután lebegő iszapos és biofilmes rendszerkialakításban is részletesen vizsgáltak (Hippen et al, 2001). Kiderült, hogy az arra képes, rendkívül lassan szaporodó különleges mikroorganizmus faj mind biofilmben, mind lebegő iszapban megfelelően rögzülhet, elszaporodhat (Abma et al., 2007, Cema, 2009). Mivel ehhez az ammónium felének az előzetes nitrálása szükséges a meleg iszapvízből, azt előbb megelőző lépésként kívánták biztosítani. Az ilyen megoldás napjainkra alkalmazást nyert számos ipari szennyvíz esetében is.

Sorba kapcsolt RBC egységek üzemeltetésénél a múlt század végén Svájcban azok biofilmjénél is megfelelő szelekciót tapasztaltak a nitráló és az ANAMMOX fajok tekintetében (Egli, 2003). Ugyanilyen szelekciót mértek ki a Németországban és Svédországban iszaprothasztók iszapvízének, valamint szilárd hulladéklerakók csurgalékvízének a nitrogén-mentesítésénél is (Cema, 2009). Ezeknél a nitrálás és az anaerob nitrit és ammónium összekapcsolás esetenként egyetlen, vagy két reaktorban is történhetett. Bebizonyosodott, hogy a nitrálók szeparáltan csak köbméterenként napi 1,5 kg ammóniumot tudnak nitrálni optimális levegőztetés mellett is. Közös reaktortérben ugyanakkor biofilmben vagy granulálódó iszapban (Anammox granulum) ez a sebesség négyszeresére is növelhető a zárt konzorciumban az anaerob denitráció lényegesen nagyobb, akár tízszeres teljesítménye hatására (Cema, 2009). Ezek a mikroorganizmusok igen lassan szaporodnak csak el, teljesítményük azonban a nitrálókénak a sokszorososa. Közleményekben már 100 kg N eltávolítás/m³d körüli értékekről is beszámoltak ilyen iszappal (Abma et al., 2007). Ezek persze nyilvánvalóan extrém esetek, mint amilyen a laboratóriumban, optimális tápanyag-ellátottság és környezet mellett kimért 7 kg redukált N/m³d nitrifikáció is.

Az ANAMMOX mikroorganizmusok ugyanakkor nagyon érzékenyek szerves tápanyag jelenlétére. A nitrit és ammónium „cserebomlása” után kevés nitrát is marad mindig az elfolyó vízben.

A granulálódó ANAMMOX fajok felismerése vezette az innsbrucki kutatókat arra, hogy az említett svájci utónitrifikáló reaktorok (Egli, 2003) biofilmjéből kiindulva szaporítsanak el egy nitrálásra és nitrit és ammónium összekapcsolására is képes vegyes kultúrát. Ez az elmúlt évtizedben 4 évnyi szaporítás után egy lakossági szennyvíztisztítóban az iszapvíz feldolgozására olyan iszapkeveréket eredményezett, amelyben a finom lebegő részek a nitrálást, míg a piros színű granulumokba tömörülő anaerob ammónium oxidálók a nitrit és az ammónia összekapcsolását végzik. Az iszapkeverékkel elért térfogati teljesítmény mintegy

0,5-1 kg NH₄-N redukciója nitrogénné. Az iszapvíz nitrogénmentesítő medencéje a **46. ábrán** látható (Wett, 2006).

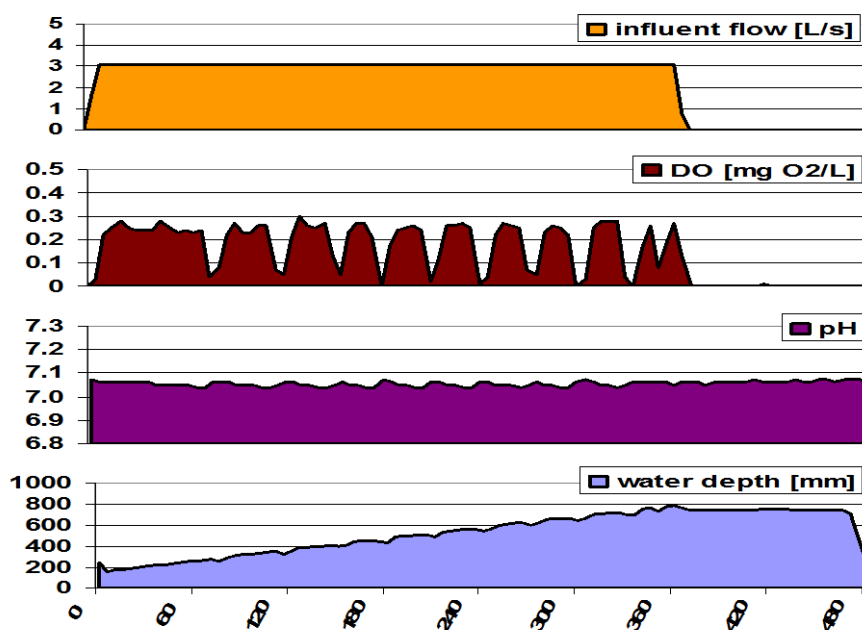


46. ábra: A Straas-i iszapvíz nitrogénmentesítő medence a granulálódó iszapjával.

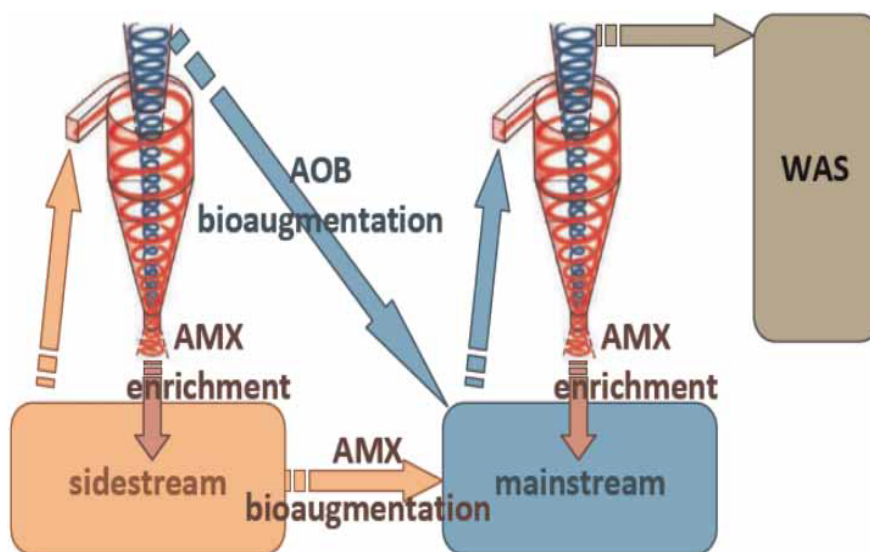
A vegyes kultúra megfelelő munkájának, szaporodásának a szabályozása kicsit bonyolult, hiszen a meleg, sőt téli időszakban melegített iszapvíznek az adagolását folyamatosan tartva az oldott oxigén ellátást és a szennyvíz pH-ját is nagyon gondosan kell szabályozni. Az utóbbit döntően a ciklikus nitrálás/denitrálás révén sikerül biztosítani, ami a levegőztetés idejének a szabályozásával érhető el (**47. ábra**).

Az üzem iszapja azóta számos tisztító hasonló iszapvíz nitrogénmentesítőjébe is átváltásra került, közöttük az egyik New-York-i szennyvíztisztítóba is. Ennek a megoldásnak a fejlesztéseit ma már az Egyesült Államok megfelelő szakmai koordináló szervezete (WEF) támogatja. Különlegessége az is, hogy az iszap finom lebegő és granulálódott részének a szétválasztására megfelelő hidrociklont alkalmaz, visszatartva a lassan szaporodó granulált iszapos a rendszerbe. További fejlesztési iránya, hogy a nitráló fölösizapot viszont a hideg vizes főágra visszaoltva ott kisebb oxigén és szerves anyag igényű nitrogéneltávolítást biztosíthasson (**48. ábra**).

Az ábrából láthatóan a fejlesztés végső célja a nitrálásnak és a nitrit-ammónium összekapcsolásnak a főágon (hideg víz) történő megvalósítása kíván lenni, bár a pontos technológiai kialakítást a séma nem kívánja különösebben bemutatni.



47. ábra: Az üzemeltetés szabályozása Straas-i iszapvíz nitrogénmentesítésénél.



48. ábra: A szennyvíztisztítás jövőbeni technológiájának egy lehetséges változata

A granulált iszapos Anammox eljárás két jól ismert technológiaként került kiépítésre. Egyik a fentebb bemutatott, látszólag eleveniszaposnak tűnő (DEMON) (Wett, 2006), másik az egyértelműen granulált iszapos Anammox (Winkler, 2012). Mellettük a biofilmes megoldások is folyamatos kutatás tárgya. Németországban és Svédországban épült biofilmes üzem, illetőleg Svédországban folyik aktív kutatás az üzemi megvalósítás érdekében (Cema, 2009). A svéd kutatók az ilyen nitrogénmentesítést iszapvízből és depónia csurgalékvízből is sikeresen megoldották mind biofilmes (MBBR és RBC), mind eleveniszapos kivitelben is. Mindkét esetben fontos a nagy iszapkor, s azzal az anammox fajok megfelelő elszaporítása. Az utóbbit eleveniszapos rendszerben az iszap membrán szűrésével tudták biztosítani (Cema, 2009).

11.2. Különleges iszapteljesítmény iszapgranuláció nélkül üzemi tisztítóban

A Straas-i szennyvíztelepen a folyamatos fejlesztést a szennyvíz energiataralma maximális újra-hasznosításának célja motiválja. Ezért igyekeznek egy nagyterhelésű iszapkontakttal a lebegő anyagokat, s az oldott szennyezők egy részét is az eleveniszapos tisztítás előtt kivonni a szennyvízből. Ebből a rothasztóban metánt termelnek. A maradék szennyvíznek ugyanakkor elég kicsi a KOI/TKN aránya a klasszikus denitrifikációhoz. Ezért van szükségük az iszapvíz mellékági nitrogén-mentesítésére.

A magyarországi lakossági szennyvíztisztításban rendkívül meglepő teljesítménnyel működik egy részben hasonló, részben teljesen eltérő elven kiépített szennyvíztisztító. A hódmezővásárhelyi lakossági tisztítót két iszapkörrel tervezték és építették. Ennek az első iszapkörének a levegőztető medencéjében átlagosan 13 kg KOI/m³d szerves anyag terhelés kerül eltávolításra a szennyvízből a levegőztető medence 1,5 kg BOI₅/kg MLSSd relatív iszapterhelése mellett. Ebben a levegőztetőben a HRT valamivel kevesebb 2 óránál a nyersvíz átlagosan 1000 mg/l fölötti KOI-je mellett. Az iszapkoncentráció az első iszapkörben 7 g/l. Az oxigén koncentrációja a levegőztető medencéjében 0,3-0,4 mg/l. Más kérdés, hogy az ilyen rövid idejű levegőztetést követően az első iszapkörbe 5 órás HRT-jű közbülső ülepítő került beépítésre. Ennek a fenekén hatalmas iszap tömeg vár az iszaprecirkuláció révén ciklikus iszap-kontaktolásra a levegőztetőben (250 % iszaprecirkuláció). Ez az iszapkör a második iszapkör fölősiszapját visszavezetve sem tud a maga 1 napos oxikus iszapkorával nitrifikálni. A hódmezővásárhelyi lakossági szennyvíztisztítót a **49. ábra** mutatja.



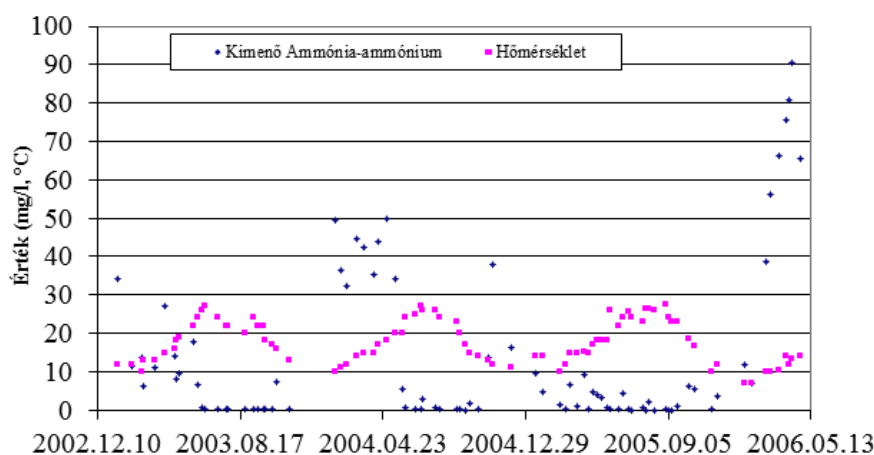
49. ábra: A hódmezővásárhelyi szennyvíztisztító két iszapkörös kialakítása

Valójában a Straas-i szennyvíztisztító is hasonlóan két iszapkörösnek tekinthető, bár ott az első iszapkörben nincs iszaprecirkuláció, abban a második iszapkör fölősiszapja biztosítja a megfelelő heterotróf beoltást. Viszont ott a második iszapkör iszapjának a szerves anyag terhelése lényegesen nagyobb, mint Hódmezővásárhelyen. Mindkét telep esetében fontos cél, hogy a nyersvíz szerves anyagának minél nagyobb hányadát tudja biometanizációra hasznosítani, javítva ezzel a szerves anyaga energiájának az újrahasznosítását.

A hódmezővásárhelyi közbülső ülepítőből a második iszapkörre kerülő víz lebegőanyag (SS) koncentrációja átlagosan 30 mg/l körüli. KOI-je 120, ammónium koncentrációja 60 mg/l. A második iszapkör KOI eltávolítása stabilan 60 mg KOI/l, ugyanakkor az ammónium

oxidációja abban nyáron csaknem teljes, télen viszont csak 50 % körüli, mint azt a **50. ábra** mutatja. Ez a víz 13 °C körülire történő téli lehűlésének az eredménye.

A második iszapkör levegőztető medencéjében 3,5 g/l-es az iszapkoncentráció, ami a 600 köbméter térfogatban 2100 kg eleveniszapot jelent. Az abban eltávolított a KOI és ammónium-N is egyaránt 660 kg/d a nitrifikáció maximumánál. Mint látható a lebontott KOI és oxidált ammónium-N aránya 1 szemben a lakossági szennyvizek 10 körüli arányával. Ennek megfelelően a kialakuló iszapjának a nitrifikáló iszaphányada is várhatóan a hagyományos lakossági eleveniszapénak mintegy a tízszerese, tehát az eleveniszap 50 %-a. Ez tehát gyakorlatilag utónitrifikáló eleveniszapos tisztítási lépcsőként működik. Ezt a számítható iszapprodukciónak is igazolja (250 kg/d heterotróf és 250 kg/d autotróf mikroorganizmus tömeg). Az oxikus medencetérben számolható iszapkor ennek megfelelően alig több 4 napnál.



50. ábra: A hőmezővásárhelyi két iszapkörös szennyvíztisztító második iszapköre tisztított elfolyó vízének az ammónium koncentrációja a hőmérséklet függvényében.

A második eleveniszapos lépcső (iszapkör) 600 köbméteres levegőztető medencéjében a DO 4 mg/L, a HRT pedig alig 1,5 óra. Ezzel nyáron 1,1, télen mintegy 0,55 kg ammónium-N oxidáció/m³ térfogati teljesítményt biztosít. Ez a hagyományos eleveniszapos rendszerekének 10-20-szorosa. Meg kell jegyezni azonban, hogy ennek a lépcsőnek a 3600 köbméteres utóülepítőjében is nagy iszapmennyiség pang, vagy cirkulál onnan vissza a levegőztetőbe az alkalmazott 100 %-os iszap recirkulációval. Ennek az utóülepítőnek a nyersvíz mennyiségre számítható HRT-je 8 óra körüli. A fenekére kiülepedő iszaptömeg ott részben hidrolizál és tápanyaggá alakul az utóülepítőben bekövetkező denitrifikációnak. A denitrifikáció a mérések alapján átlagosan 60-70 %-os. Ez heterotróf denitrifikációval megmagyarázhatatlan az adott lépcsőn oxidált egyes KOI/NH₄-N arány mellett. Időnként az elfolyó víz nitrit koncentrációja több 10 mg/l értékre is megnő, de rendszerint hamarosan visszaállt az átlagos 5-10 mg/l közötti értékre (Thury és társai, 2005).

Hasonló nitrifikációs/denitrifikációs kapacitást sikerült egy Magyarországi ATEV üzem csepegtetőtestes előtisztítást követő eleveniszapos nitrifikáló tisztítójában is kimérni, ahol hasonlóan kis KOI/TKN arány mellett történt az ammónium oxidációja, majd a nitrogéneltávolítás a lényegesen melegebb előtisztított szennyvízből. Az utóbbi két példa azt bizonyítja, hogy a szerves anyag eltávolítás és az ammónium oxidáció specialista tenyészetek szelektált elszaporításával két iszapkörös eleveniszapos rendszerben a hagyományos, egy iszapkörös lakossági tisztításétól messze nagyobb fajlagos térfogati teljesítményekkel is

biztosítható. Az is valószínűnek tűnik, hogy a második iszapkörben a heterotróf denitrifikáció mellett autotróf denitrifikációnak is történnie kellett.

Az adott üzem példája ugyanakkor azt is bizonyítani látszik, hogy eleveniszapos megoldással is kialakítható nagy térfogati-teljesítményű nitrogéneltávolítás. Cema (2009) mérései alapján megfelelően adaptált eleveniszappal 1,4 kg N/m³d nitrogéneltávolítás érhető el. Hódmezővásárhelyen ez az iszap membrán szeparációja nélkül is megvalósult. Elképzelhető egyébként, hogy a biofilm kevésbé lenne érzékeny a téli hőmérséklet csökkenésre, mint azt a svéd kutatók tapasztalták, illetőleg a denitrifikáció is javulhatna beépítésével. Az szinte bizonyos, hogy kisebb utóülepítő is elegendő lenne ilyen hibrid biofilmes egység után, mint amekkora a jelenlegi. Ezt a lehetőséget eddig csak elméletben vizsgáltuk, bár üzemi megvalósításához, pontosításához sem kellene különösebb beruházás, illetőleg kutatási költség.

Az ilyen tisztítás optimalizálásával az eleveniszapos szennyvíztisztítási technológiák igen jelentős költségcsökkentése lenne elérhető. Az sem elképzelhetetlen, hogy a bemutatott második lépcsőt az iszap membrán szeparációjával, vagy azt megelőző hidrociklonos előszeparációjával kellene megvalósítani. Ezek azonban csak elképzelések, melyek realitását előzetesen további vizsgálatokkal kell igazolni. Bizonyítottnak tűnik, hogy a hidegebb vizeknél az RBC-k előnye vitathatatlan. Ez éppen azok vastagabb biofilmjének a jobb adaptációjával magyarázható. Mégis egyszerűbb egy jelenlegi medencébe mozgó ágyas biofilm hordozós rendszert kialakítani, amely várhatóan megduplázza a nitrogéneltávolítást az adott térfogatban.

Hivatkozások

- Abma, W., Schultz, C. E.; Mulder, J. W., van der Star, W. R. L.; Strous, M.; Tokutomi, T., van Loosdrecht, M. C. M. (2007) Full-Scale Granular Anammox Process. *Water Sci. Technol.*, 55 (8-9), 27-33.
- Cema, G. (2009) Comparative Study on Different Anammox Systems. TRITA-LWR PhD.Thesis 1053. 2009 October, Stockholm, Sweden.
- Egli, K. R. (2003) On the use of anammox in treating ammonium-rich wastewater. PhD. Thesis, ETH, No. 14886. Zurich, Switzerland
- Hippen, A., Helmer, C., Kunst, S., Rosenwinkel, K. H., Seyfried, C. F. (2001) Six Years' Practical Experience with Aerobic/Anoxic Deammonification in Biofilm Systems. *Water Sci. Technol.*, 44 (2-3), 39-48.
- Hulshoff Pol, L. W., Lopes, C., Lettinga, S. I. G., Lens, P. N. L. (2004) Anaerobic sludge granulation, *Water Research*, 38 (6), 1376-1389.
- Thury, P., Pulai, J., Schmalcz, B.né, Szentgyörgyi, L., - Molnár, F., - Kárpáti, Á. (2006) Nitrifikáló, utónitrifikáló egységek szezonális teljesítménye. A szennyvíztisztítás, iszaphasznosítás újabb ismeretei, fejlesztési irányai. Tanulmány- gyűjtemény No. 13. Szerk. Kárpáti, Á. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, 2006
- Wett, B. (2006) Solved Upscaling Problems for Implementing Deammonification of Rejection Water. *Water Sci. Tech.*, 53 (12), 121-128.

Utószó

Az egy iszapkörös eleveniszapos szennyvíztisztítás térfogati teljesítményének növelése a korábbiakból láthatóan az iszap ülepedési hajlama, s az így kialakítható iszapkoncentráció miatt korlátos. Hiába intenzifikálják flokkulátor zónával az utóülepítőt, vagy növelik meg a térfogatát, abban az eleveniszap csak mintegy 10 kg/m^3 (1 %) lebegőanyag (iszap szárazanyag) tartalomig sűrűsödik. Ugyanakkor az eleveniszap csak adott fajlagos terhelésig tudja a szennyvízből mind a szerves anyagot, mind az ammóniumot a nyersvíz KOI/TKN arányának megfelelően kialakuló kevert iszappal megfelelően oxidálni, eltávolítani a szennyvízből.

Az iszapkoncentrációt, s így annak teljesítményét is az iszap ultraszűrésével meg lehet háromszorozni-négyszerezni. Ennek azonban igen nagy ára van a szűrés beruházási és üzemeltetési költsége miatt. Alkalmazása elsősorban gyógyszeripari szennyvizeknél lehet hasznos, mert a 0,01 mikronos szűrő nem csak az ülepezhető részeket, de az oldottnak minősülő, finom lebegő és oldott szerves anyag visszatartása is alkalmas. Az ilyen vizeknél az iszap, illetőleg az említett le nem bomlott szennyezők tartózkodási idejét megnövelve a rendszerben, hosszabb adaptációt biztosít az iszapnak a lebontásukhoz.

Más lehetőség a biofilm és az eleveniszap együttes alkalmazása, vagy akár az aerob granulált iszap kialakítása, amely a nitrifikálók biofilmben történő szelekciója, felhalmozódása révén hasonló teljesítmény-növelést biztosíthat egyszerűbb berendezésben, gyakorlatilag a régi térfogatokban, s így lényegesen olcsóbb formában. Ehhez a biofilm hordozók előzőekben bemutatott fejlesztésére volt szükség. A korábbi lemezes vagy függőnszerű biofilm hordozókat, melyek rögzítve voltak az eleveniszapban, s ezzel zavarták abban a folyadékáramlást és a levegőztetést, olyan nagy fajlagos felületű biofilm hordozókra cserélték, melyek mozognak is az eleveniszapos rendszerben. Ezzel csaknem duplájára nőtt ott az iszaptömeg. A gázfeláramlás keltette nagy folyadék-turbulencia javította a biofilm oxigénellátását is. Napjaink tapasztalata, hogy többféle biofilm hordozó is alkalmas ilyen rendszerek kialakítására. Ilyen a Kaldnes töltet, vagy ahhoz hasonló biofilm hordozók. Szóba jöhet a japánok által kifejlesztett polivinil-alkohol gél (3-4 mm átmérőjű golyócskák) is, de ugyanúgy az 1-2 mm vastagságú biochipnek nevezett hajlított vékony lapocskák is.

A biofilm hordozó részecskéket valamilyen szűrővel kell elválasztani, visszatartani az utóülepítőbe kerülő eleveniszapos folyadékból. Azok biofilmmel együtt történő visszatartása biztosít a levegőztető medencében megnövelt teljesítőképességet. Ezzel nem csak az összes iszaptömeg nő meg az egységnyi levegőztetett térfogatban, de változatlan marad az utóülepítő iszapterhelése, kapacitása is. A legsikeresebbnek bizonyult biofilm hordozó jelenleg talán a Mutag biochip, ami egy vékony kör alakú lapocska rendkívül finom belső struktúrával, s kellően nagy felülettel. Az 1 mm vastagságú, 20 mm körüli átmérőjű korongok speciálisan meg vannak hajlítva, hogy a folyadékfázisban a levegőbuborékok keverő hatására ne tapadjanak egymáshoz. A vékony lemezek belsejében kialakuló nagyon aktív biofilm oxigénellátása rendkívül jó. Felületükön a nagy nyíróhatás, ütközési gyakoriság miatt csak igen vékony biofilm alakul ki. Ennek megfelelően a biochipben rögzülő biofilm csaknem teljes mélységében nitrifikálhat, nagymértékben növelve a hibrid rendszer nitrifikáló teljesítményét.

A biofilmes/eleveniszapos hibrid rendszerek nagy előnye, hogy velük az iszaptömeg egy eleveniszapos rendszerben mintegy másfél-kétszeresére növelhető, a már említett változatlan utóülepítő iszapterhelés mellett. A tapasztalatok szerint ilyenkor az eleveniszap rész fajlagos terhelése is mintegy három-négyszeresére, mert a teljes rendszer átlagos iszapkora a biofilm nagyobb átlagos tartózkodási ideje (iszapkora) révén megnő, de ennél is jobban nő a döntően a biofilmben dolgozó nitrifikálók tartózkodási ideje. A biofilmben a nitrifikálók jobban elszaporodnak, mint az eleveniszapban, de időszakosan leszakadva folyamatosan nitrifikáló tenyésztettel oltják be az eleveniszapot is. Mindez igaz lehet az aerob granulált iszapra is, sőt abban további szelekció alakulhat ki a központi részének a nagyobb foszfát akkumulációja, s ezzel a granulum elnehezedeése révén.

A hibrid rendszerek esetében bebizonyosodott, hogy a korábbi finombuborékos levegőztetés nem a legjobb megoldás a biofilm hordozó, illetőleg vele együtt a biofilm mozgatására. Mivel a hordozó és a gázbuborékok mozgása biztosítja a megfelelő folyadék konvekciót a részecskék felületén, s ezzel az oxigén jobb bejutását az ott kialakuló biofilmbé, a durvább buborékos levegőztetés kedvezőbb. A hibrid rendszereknél a buborékok meglehetősen hosszú, kanyargós felúszási útja következtében az oxigénátvitel az eleveniszap pelyhekbe, valamint a biofilmbé kellően hatékony. Ez tovább fokozható azzal, ha a hibrid rendszerben speciális mechanikus keveréssel még intenzívebb folyadék és tápanyag konvekciót biztosítanak a biofilm hordozók felülete környezetében. Ez a megoldás tulajdonképpen a hiperbolikus folyadékkeverőkkel vált az utóbbi években gyakorlattá, melyek a durvabuborékos levegő bevitel mellett egy nagyon jó levegőelosztást és keverést biztosítanak a medence teljes térfogatában. A keveréssel a medence fenekén meggátolják az eleveniszap kiülepedését, s egyidejűleg a teljes folyadékteret függőleges irányban is folyamatosan átmozgatva bizonyos mértékű levegőbuborék visszakeverést is végeznek.

A fent bemutatott iszapkoncentráció növelő és levegőbevitel javító változatokkal mintegy négyszeres fajlagos terhelésig lehet növelni a hagyományos eleveniszapos rendszeréhez képest a hibrid megoldással a térfogati teljesítményt. A probléma akkor jelentkezhet, ha ennél nagyobb oxigén bevitel kell a hibrid, vagy granulált iszapos rendszerben. Ilyenkor az tiszta oxigén, vagy nagyobb oxigén tartalmú levegő alkalmazásával lesz megoldható.

A bifilmes-eleveniszapos hibrid szennyvíztisztítás az utóbbi időben a nem csatornázott területek lakossága körében is rohamosan terjed, éppen a felsorolt előnyei, egyszerűsége, könnyű üzemeltethetősége miatt. Üzemeltetése teljesen automatizálható, még az időszakos fölösiszap elvétele is a tisztító elején kialakított kiegyenlítő, hidrolizáló medencébe, illetőleg abból egy iszapstabilizációra. Folyamatos felügyeletet nem is igényel. Ezeknél a megoldásoknál természetesen nem belső folyadék recirkulációkkal, hanem ciklikus levegőztetéssel kell biztosítani a denitrifikációt. Így biztonságos szerves anyag és nitrogéneltávolítást végezhetnek, míg a foszfát visszatartására valamilyen kiegészítő szűrőmező építése jöhet szóba. Ez persze lehet ilyenkor a tisztított víz elszivárogtatására kialakított folyadékeltávolító árok része is. Ha a foszfor kicsapatását a biológiai reaktorban vegyszeresen kívánánk megvalósítani, a vegyszeradagolás jelentősen bonyolítaná az üzemeltetést, és jelentős iszapprodukciónak is jelentene.

A biofilm hordozó típusa, kialakítása nagyon változó, lehet rögzített és mozgó töltet is. Mindegyik megoldás valamelyest csökkenti a tisztítás iszaphozamát is, ami az ilyen kis tisztítók esetében különösen fontos az iszapkezelés költségének a minimalizálására. Ilyen tekintetben lehet még kedvezőbb iszapcsökkentést elérni a zártabb polimerszálakból kialakított kockák (polietilén, poliuretán), szivacszerű töltetek felhasználásával. Ezekben az

iszaphidrolízis igen jelentős iszaphozam csökkentést biztosíthat. A foszfát eltávolítására igény szerint a fent említett megoldás használható.

A fenti példák jól mutatják, hogy a biofilm-eleveniszap kombináció mind a nagyobb, mind a kisméretű, lakossági szennyvíztisztítók esetében hasznos megoldás. Képzése az utóbbi években egyre gyakoribb, amiért is elméleti alapjainak a megismeréséhez a jegyzet anyaga talán hasznos információt adhat olvasójának.

A granulált iszapos első üzemeltetési lakossági szennyvíz tisztítására (szerves anyag, nitrogén és foszfor eltávolítás) 2012 májusában indították a hollandiai Epében, de jelenleg már 15-20 újabb ilyen telep épül. Ezek mind nagyobb méretűek, s tisztítási hatásfokukat, terhelhetőségüket majd csak ezután ismerhetjük meg kellőképpen.

Veszprém, 2014.

A szerzők