

Környezetmérnöki Tudástár
Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre



XXXVII. kötet

**A XXI. század fejlesztései a
szennyvíztisztításban 2020-ig**
Dr. Kárpáti Árpád

Pannon Egyetem
Fenntarthatósági Megoldások Kutatólaboratórium

Környezetmérnöki Tudástár
Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre

XXXVII. kötet

**A XXI. század fejlesztései a
szennyvíztisztításban 2020-ig**

Szerkesztő:
Dr. Kárpáti Árpád

az intézeti szerzőcsoport legutóbbi pár évi
szennyvízes cikkeinek gyűjteménye

ISBN: 978-963-396-242-8

2022
Veszprém
Pannon Egyetem

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. A XXI. század fejlesztései a szennyvíztisztításban 2020-ig

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 álnévét, 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.

Tartalomjegyzék

1	BEVEZETŐ	16
2	ÚJ SZENNYVÍZTISZTÍTÁSI TECHNOLÓGIÁK	22
2.1	Bevezetés.....	22
2.2	Lakossági szennyvíz és a mechanikai-fizikai előtisztítása, majd biológiai utótisztítása	22
2.3	A biológiai szennyvíztisztítás	23
2.4	Izrapkor növelés hatása a nitrifikációra	26
2.5	Izrapfeldolgozás, hasznosítás	28
2.6	Izraphasznosítás termikus módszerekkel	30
2.7	Szennyvíziszap hasznosítás komposztálással.....	31
2.8	Ipari szennyvizek tisztítása, izrapjainak ártalommentesítése	31
2.9	Összefoglalás	36
3	ENERGIA ÉS KÖLTSÉGÍNSÉG A SZENNYVÍZTISZTÍTÁSBAN	38
3.1	Bevezetés.....	38
3.2	A jogszabályi igények generálta technológiai fejlődés a lakossági szennyvíztisztításnál	38
3.3	Élelmiszeripari szennyvizek és tisztításuk	42
3.4	Nitrogéneltávolítás problémái napjainkban	48
3.5	Összefoglalás	50
3.6	Hivatkozások.....	50
4	SZENNYVÍZTISZTÍTÁS ÉS ÉLELMISZER ALAPÚ BIOGÁZ-GYÁRTÁS ENERGIA ÉS ISZAPMARADÉK PROBLÉMÁI	52
4.1	Bevezető	52
4.2	A szennyvíztisztítás nyersanyaga, lehetősége, feladata.....	52
4.3	A szennyvíz tisztítása a szennyvíztelepen	54
4.4	Lakossági szennyvíziszapok sűrítése, biogázzá és mezőgazdasági segédanyaggá alakítása.....	57
4.5	Lakossági szennyvíziszap égetés.....	61
4.6	Döntően nyers növényi, állati termékekből történő közvetlen biogáz gyártás	61

4.7	A fermentlé mezőgazdasági hasznosítása	62
4.8	Következtetés	63
5	A SZENNYVÍZTISZTÍTÁS ELMÚLT ÉVSZÁZADA, JELENLEGI ENERGIA PROBLÉMÁI	64
5.1	Bevezetés.....	64
5.2	A csepegtetőtestes, majd az eleveniszapos szennyvíztisztítás kialakulása.....	66
5.3	Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlődése	68
5.4	A szakaszos üzemeltetés reneszánsza	72
5.5	Elárasztott biofilmek	72
5.6	Izlapduzzadás csökkentése, ultraszűrés	74
5.7	Az anaerob ammónium oxidáció felfedezése és üzemeltetése	75
5.8	Energiatakarékos szennyvíztisztítás	78
6	MERRE TOVÁBB LAKOSSÁGI SZENNYVÍZTISZTÍTÁS	81
6.1	Bevezető	81
6.2	A szennyvíztisztítás kialakulása, időbeni dinamikus fejlődése	83
6.3	A szerves anyag, majd N és P eltávolítási igény növekedése és következményei	84
6.4	Anaerob és aerob izlapgranuláció és fejlesztése	86
6.5	Energiatakarékos nitrogéneltávolítás kialakítása	88
6.6	A lakossági szennyvíztisztítás energiaracionalizálása és következményei	90
6.7	Hazai üzemi tapasztalatok.....	91
6.8	Granulált aerob izlapos (GAS) tisztítás (Pronk et al, 2015)	93
6.9	Konkluzió	97
7	A TÉRFOGATI TERHELÉS NÖVELÉSÉNEK LEHETŐSÉGEI, KORLÁTJAI A LAKOSSÁGI SZENNYVIZEK TISZTÍTÁSÁNÁL	100
7.1	Bevezetés.....	100
7.2	A lakossági szennyvizek eleveniszapos biológiai tisztításának anyag- és energiamérlege.....	101
7.3	Terhelés limitáció a nitrifikáció érdekében	103
7.4	Térfogati terhelés növelésének lehetősége az eleveniszap koncentráálásával	106

7.5	Összefoglalás	112
7.6	Felhasznált irodalom	113
8	ISZAPHOZAM CSÖKKENTÉS AZ ELEVENISZAPOS SZENNYVÍZTISZTÍTÁSBAN	114
8.1	Bevezetés	114
8.2	Izaphozam csökkentés az iszap többszörös újrahasznosításával -lysis–cryptic growth-	118
8.2.1	Klórozással történő iszaplízis	120
8.2.2	Ozon / hidrogénperoxid felhasználása iszaplízisre	120
8.2.3	Vegyszerekkel és hőhatással történő sejtízis	122
8.2.4	Ultrahangos sejtízis vegyszeres kezelése, és membránszeparációval kombinálva	122
8.3	A fenntartásra fordítandó energiafelhasználás maximalizálása	124
8.3.1	Sejtanyag asszimiláció csökkentése toxikus vegyszerekkel	125
8.3.2	Nagy relatív tápanyag-ellátottság biztosítása	126
8.3.3	Kis relatív tápanyag ellátottság	126
8.3.4	Oxikus és anaerob környezet váltogatása (OSA és Cannibal eljárás)	127
8.3.5	Anaerob előkezelés szeparált iszappal	130
8.3.6	Ultraszűrős iszapvisszatartással üzemelő reaktorok	133
8.4	A szaporodó baktériumok felemésztése protozoákkal metazoákkal, gilisztákkal	134
8.5	Összefoglalás	136
8.6	Hivatkozások	136
9	SZENNYVIZEK ÉS SZENNYVÍZTISZTÍTÁSI MARADÉKOK ÚJRAHASZNOSÍTÁSA, ILLETVE A KOMPOSZTÁLÁS	144
9.1	Bevezető	144
9.2	A szennyvíz folyadékfázisának a hasznosítása	144
9.3	A hőszivattyú működése	145
9.4	Hőszivattyúk a szennyvízhálózatban	145
9.5	A szennyvíz szennyezőanyagai energiatartalmának a hasznosítása	147
9.6	Tömény szennyvizek intenzív biofermentációja	148
9.7	Lakossági szennyvíziszap biometanizációja	150
9.8	A víztelenített, rothasztott iszap további feldolgozása	153
9.9	Rothasztott, víztelenített szennyvíziszap komposztálása, mezőgazdasági hasznosítása	154
9.10	Összefoglalás	158
9.11	Hivatkozások	158

10 SZENNYVÍZTISZTÍTÁS, MEZŐGAZDASÁGI BIOGÁZ GYÁRTÁS ÉS HULLADÉKLERAKÓK METÁNTERMELÉSÉNÉL JELENTKEZŐ HUMIFIKÁCIÓ ÉS KÖVETKEZMÉNYEI	160
10.1 Bevezető.....	160
10.2 A szennyvízből történő szerves anyag és növényi tápanyag eltávolítás és maradéka	161
10.3 A szennyvíziszapban maradó szerves anyag és növényi tápanyag hasznosítása	162
10.4 Növényi, állati termékekből, hulladékokból történő közvetlen biogáz gyártás	164
10.5 A fermentlé mezőgazdasági hasznosítása	167
10.6 Lakossági szilárdhulladék lerakók biogáz és csurgalékvíz termelése, problémája	169
10.7 Összefoglalás	171
11 A KOMPOSZTÁLÁS KÉRDÉSEI GYÁRTÓ ÉS FELHASZNÁLÓ OLDALÁRÓL	173
11.1 Bevezetés	173
11.2 Humifikálódás, komposztálódás	174
11.3 A humuszvegyületek hatása a talajban.....	175
11.4 Szennyvíziszap-költség a tisztításnál, elhelyezésnél.....	176
11.5 Szennyvíziszap komposztálási és hasznosítási példák	178
11.5.1 Iszapfeldolgozás és elhelyezés Veszprémben	179
11.5.2 Iszapfeldolgozás és elhelyezés Gyöngyösön	180
11.5.3 Iszapfeldolgozás és elhelyezés Sopronban.....	181
11.5.4 Iszapfeldolgozás és elhelyezés Pápán	182
11.5.5 Iszapfeldolgozás és elhelyezés Szombathelyen.....	182
11.6 Szennyvíziszap, szennyvíziszap-komposzt tápanyagának értéke.....	184
11.7 A szennyvíziszap komposzt hasznosítási problémái a mezőgazdaságban.....	186
11.8 Összefoglalás	188
11.9 Köszönet.....	189
11.10 Hivatkozások	189
12 MEMBRÁNTECHNOLÓGIA BEILLESZTÉSÉNEK LEHETŐSÉGEI A SZENNYVÍZTISZTÍTÓK ÜZEMMENETÉBE	191
12.1 Bevezető.....	191
12.2 A szennyvíztisztítás biológiája	195
12.3 Tápanyag eltávolítása a szennyvíztisztításban	196

12.4	Lebegő iszapban és biofilmben történő mikroorganizmus szaporodás	198
12.5	Iszapvisszatartás és recirkuláció hagyományos és membránszűrős rendszereknél	198
12.6	Membránok egyéb felhasználása a szennyvíztisztításban	200
12.7	A lakossági szennyvíz biológiai tisztításának helyzete, távlatai	201
12.8	Hagyományos eleveniszapos tisztítás	201
12.9	Fokozott energia visszanyerés lehetősége főági anaerob szennyvíztisztítással	205
12.10	Kis energiaigényű főági tisztítás – LEM	207
12.11	Teljes tápanyagfelvételt követő energia és növényi tápanyag hasznosítás	209
12.12	MBR szennyvíztisztítás kialakulása, fejlődése napjainkig	213
12.13	MBR tisztítás tervezése, üzemeltetése, szabályozása	215
12.14	Aerob MBR tisztítás alpműveletei.....	218
12.14.1	Közcatornából érkező szennyvíz mechanikus előtisztítása.....	218
12.14.2	Biológiai kezelés és ultraszűrés, membrántisztítás	219
12.14.3	Levegőigény biológiaihoz / membránfelület tisztán tartáshoz	220
12.15	MBR szennyvíztisztítás és a hagyományos eleveniszapos összehasonlítása	221
12.15.1	CAS és MBR rendszerek jellemző különbözőségei	221
12.15.2	Levegőtetőben és szeparált térben elhelyezett UF megoldás.....	222
12.16	MBR / hagyományos AS tisztítás hatékonysága.....	227
12.16.1	Iszaptermelés és kezelés	227
12.16.2	A tisztítás szükséges helyigénye, költsége, energiafelhasználása	228
12.16.3	Az MBR tisztítás viszonylagos előnye, membrán karbantartás	228
12.16.4	Membránválasztás, üzemi fluxus, iszapkor és iszapkoncentráció.....	229
12.16.5	Az MBR terjedésének hajtóerői a lakossági szennyvíztisztításban.....	229
12.17	Zárzó	230
12.18	Köszönetnyilvánítás.....	231
12.19	Hivatkozások	231
13	HAGYOMÁNYOS ELEVENISZAPOS SZENNYVÍZTISZTÍTÁS BŐVÍTÉSE ULTRASZŰRŐS ISZAPSZEPARÁCIÓVAL.	236
13.1	Összefoglalás	236
13.1.1	Bevezetés	236
13.1.2	Hagyományos eleveniszapos szennyvíztisztítás gravitációs utóülepítéssel	238
13.2	Utóülepítés kiváltása iszapszűréssel - MBR technológia	240
13.3	Az eleveniszap mikroorganizmus összetételének változása ultraszűrős visszatartása esetén	241
13.4	Biológiai tápanyageltávolítás problémái az MBR-nél.....	245

13.5	Anoxikus/oxikus (MLE) kiépítésű MBR szennyvíztisztítás	246
13.6	Fokozott tápanyageltávolítási lehetőség MBR kialakításnál Hyunday kiépítéssel	248
13.7	Módosított UCT kialakítás	249
13.8	Lépcsős (több ponton történő) nyesvíz betáplású MBR rendszerek.....	252
13.9	Membránszűrés egyéb áttételes hatásai az üzemeltetésre.....	253
13.10	Következtetés.....	255
13.11	Köszönetnyilvánítás.....	255
13.12	Hivatkozások	255
14	SZENNYVÍZISZAPOK - ÚJRAHASZNOSÍTÁSI LEHETŐSÉGEIK – EU GYAKORLAT 258	
14.1	Bevezető.....	258
14.2	Különböző szennyvíziszapok keletkezése, anyagmérlege és energiatartalma	261
14.3	Jogi szabályozás és hatása a szennyvíziszapok, komposztok hasznosítására	268
14.4	A szennyvíziszap elhelyezés, hasznosítás jelenlegi gyakorlata	272
14.5	Következtetések	278
14.6	Köszönetnyilvánítás.....	278
14.7	Hivatkozások	278
15	SZENNYVÍZISZAP ÉGETÉS HAMUJÁNAK JELENLEGI SORSA TÁVLATI HASZNOSÍTHATÓSÁGA	280
15.1	Bevezető.....	280
15.2	Szennyvíziszap égetés hamujának jelenlegi sorsa távlati hasznosíthatósága	281
15.2.1	A szennyvíziszap égetés és hamujának összetétele	281
15.3	Az iszaphamu jövőben várható felhasználási lehetőségei.....	286
15.4	Iszaphamu kezelés foszfátfelvehetősége javítására	287
15.4.1	Nedves kémiai kezelés	287
15.4.2	Termikus módszerek a szennyvíziszap hamujából történő foszfor visszanyerésre.....	290
15.5	Segédanyagként történő hasznosítás	291
15.6	Más anyag-visszaforgatási, visszanyerési lehetőségek.....	292
15.7	Összefoglalás	293
15.8	Köszönetnyilvánítás.....	294

15.9	Hivatkozások	294
------	--------------------	-----

16 KÖRNYEZETBARÁT SZOLÁRIS ISZAPSZÁRÍTÁS ÉS KOMPOSZTÁLÁS MAGNÉZIUM-OXID ADAGOLÁSSAL298

16.1	Kivonat	298
------	---------------	-----

16.2	Bevezetés	298
------	-----------------	-----

16.3	Szennyvíziszap komposztálás és szoláris szárítás gáztisztításának a MgO igénye	301
------	--	-----

16.4	Nyersiszap szoláris szárításának a MgO igénye két hazai üzemre számolva	303
------	---	-----

16.4.1	Soltvadkert	303
--------	-------------------	-----

16.4.2	Veszprém.....	304
--------	---------------	-----

16.5	Komposztálás ammónium emissziójának csökkentési lehetősége Szombathelyen	305
------	--	-----

16.6	Összefoglalás	306
------	---------------------	-----

16.7	Hivatkozások	306
------	--------------------	-----

17 LAKOSSÁGI SZENNYVÍZISZAPOK ÉS ROTHASZTÁSUK309

17.1	Bevezető.....	309
------	---------------	-----

17.2	A szennyvíztisztítás energiaigénye, energia potenciálja	312
------	---	-----

17.3	A szennyvíziszapok összetétele.....	315
------	-------------------------------------	-----

17.4	Az anaerob szennyvíziszap rothasztás kialakulása, fejlődése évtizedeinkben	319
------	--	-----

17.5	A lakossági szennyvíziszapok komponenseinek lebomlása a rothasztás során.....	323
------	---	-----

17.6	Biogáz keletkezése a különböző iszapkomponensekből – fajlagos gázhozamok	326
------	--	-----

17.7	Az iszap lebontási, gáztermelési folyamatai és sebességeik.....	327
------	---	-----

17.7.1	Köztí és végtermékek keletkezésének dinamikája, időszakos toxicitások.	331
--------	---	-----

17.7.2	Homogenizálás, keverés és az iszapterhelés hatása a rothasztásnál	332
--------	---	-----

17.8	Összefoglalás	336
------	---------------------	-----

17.9	Hivatkozások	336
------	--------------------	-----

18 BIOGÁZ TERMELÉS NÖVELÉSE A SZENNYVÍZTISZTÍTÁSNÁL EGYÜTTROTHASZTÁSSAL.....339

18.1	Bevezető.....	339
------	---------------	-----

18.2	Lakossági szennyvíziszap együttrothasztása alkalmas segédanyagokkal	340
------	---	-----

18.3	A lakossági szennyvíziszap rothasztás szerves anyag terhelése növelésének realitása	342
------	---	-----

18.4	Habzás az anaerob iszaprothasztásnál	351
------	--	-----

18.5	Egyedi rothasztók hazai tapasztalatai	355
18.5.1	A veszprémi vegyes rothasztás.....	355
18.5.2	A soproni vegyes rothasztás.....	356
18.5.3	Észak-Pest és Dél- Pest	356
18.6	Várható gázhozam, iszaphozam növekedés és a túlterhelés esetleges hatásai	359
18.7	A segédanyagok hatása az együtthrothasztás iszapvizére	360
18.8	Összefoglalás	361
18.9	Hivatkozások	361
19	N-ELTÁVOLÍTÁS ÉS SZERVES ANYAG ENERGIA-VISSZANYERÉSÉNEK ÜTKÖZÉSE A SZENNYVÍZTISZTÍTÁS FEJLESZTÉSÉNEK EGYIK HAJTÓEREJE.	365
19.1	Kivonat	365
19.2	Bevezető.....	365
19.3	Nitrogén eltávolítás főágon hagyományos megoldással, illetőleg kapcsolt mellékággal	367
19.4	Nitrogéneltávolítás fokozása biofilmekkel, biofilm eleveniszap kombinációkkal	369
19.5	Szimultán nitrogéneltávolítás granulált iszappal	373
19.6	Izapggranuláció egy húszem előtisztított szennyvize biológiai tisztításánál	377
19.7	Konkluzió.....	383
19.8	Hivatkozások	383

Ábrajegyzék

1. ÁBRA TISZTÍTOTT VÍZ KOI, KOI ELTÁVOLÍTÁSI HATÁSOK, VALAMINT A FAJLAGOS TERHELÉS IDŐBELI ALAKULÁSA LAKOSSÁGI SZENNYVÍZISZAP ELŐTISZTÍTOTT EMULZIÓS SZENNYVÍZHEZ TÖRTÉNŐ ADAPTÁLÁSÁNÁL (REICH, 2009).....	25
2. ÁBRA LAKOSSÁGI SZENNYVÍZZEL KIALAKÍTOTT BIOFILM ADAPTÁCIÓJA UGYANAHHOZ A SZENNYVÍZHEZ (SZÚRT KOI ALAPJÁN MÉRVE) (GULYÁS, 2012; PITÁS ÉS TÁRSAI, 2012)	25
3. ÁBRA AZ ANAEROB KÖRÜLMÉNYEK KÖZÖTT MÉRT LEBOMLÁS ÉS A LIGNINTARTALOM ÖSSZEFÜGGÉSE.	33
4. ÁBRA MBR RENDSZER OSA KIÉPÍTÉSBN (YOUNG, ET AL., 2007).....	34
5. ÁBRA CANNIBAL ELJÁRÁS FOLYAMATÁBRÁJA (GOEL – NOGUERA, 2006).....	35
6. ÁBRA A LAKOSSÁGI SZENNYVÍZ SZERVES C ÉS N ELTÁVOLÍTÁSÁNAK ÁLTALÁNOS SÉMÁJA.	40
7. ÁBRA AZ ANAEROB ÉS AEROB SZENNYVÍZTISZTÍTÁS ÁTALAKÍTÁSAI ÉS FAJLAGOS ISZAPHOZAMA.	40
8. ÁBRA AZ ANYAG ÉS ENERGIAÁTALAKULÁS A LAKOSSÁGI SZENNYVÍZ TISZTÍTÁSÁNÁL.	41
9. ÁBRA FELÁRAMLÓ ANAEROB ISZAPRÉTEGES REAKTOR (UASB)	46
10. ÁBRA EXPANDÁLT GRANULÁLT ISZAP ÁGYAS REAKTOR (EGSB)	47
11. ÁBRA KÜLÖNBÖZŐ BIOLÓGIAI NITROGÉN ELTÁVOLÍTÁSI UTAK OXIGÉN ÉS SZERVES ANYAG IGÉNYEI.	49
12. ÁBRA A MÚLT SZÁZAD FORDULÓJÁN SIKERESNEK BIZONYULT ZÚZOTT KŐ TÖLTETES CSEPEGTETŐTESTEK.	64
13. ÁBRA MŰANYAGTÖLTETES CSEPEGTETŐTEST ÜLEPÍTETT SZENNYVÍZ SZERVES ANYAGÁNAK ELTÁVOLÍTÁSÁRA, VAGY UTÓNITRIFIKÁCIÓ BIZTOSÍTÁSÁRA.....	68
14. ÁBRA A SZENNYVÍZTISZTÍTÁS ELEVENISZAPOS ÉS HIBRID TECHNOLÓGIÁINAK FEJLŐDÉSE AZ UTÓBBI FÉL ÉVSZÁZADBAN. (STENSEL – MAKINA, 2014)	71
15. ÁBRA MŰANYAG BIOFILM HORDOZÓK ÉS FORMAI KIALAKÍTÁSUK	73
16. ÁBRA SZEPARÁLT NITROGÉNELTÁVOLÍTÁS AZ ISZAPROTHASZTÁS ISZAPVÍZÉBŐL A STRAAS-I (AUSZTRIA) ELŐÜLEPÍTŐBŐL ÁTALAKÍTOTT SBR ÜZEMŰ DEAMMONIFIKÁLÓBAN.	78
17. ÁBRA A MIKROORGANIZMUS CSOPORTOK ELHELYEZKEDÉSE AZ ÁTLAGOSAN 30-130 MIKRON MÉRETŰ, MECHANIKAILAG INSTABIL ELEVENISZAP PELYHEKBN ÉS A TÖBBSZÖRÖSE MÉRETET ELÉRŐ TÖMÖR, SZILÁRD GRANULUMOKBAN. (WINKLER ET AL., 2012)	88
18. ÁBRA BIOFILM HODOZÓK ELÁRASZTOTT, MOZGÓ ÁGYAS, BIOFILMES ÉS HIBRID RENDSZEREK KIALAKÍTÁSÁHOZ.	92
19. ÁBRA ELEVENISZAP, GRANULÁLT ISZAP ÉS BIOFILM A FOLYADÉKFÁZISBAN ÜLEPÍTÉS UTÁN.	94
20. ÁBRA A TISZTÍTÁSHOZ SZÜKSÉGES NITRIFIKÁLÓ (V_N)/ DENITRIFIKÁLÓ (V_D) MEDENCETÉRFOGAT IGÉNY AZ ÉV FOLYAMÁN A HŐMÉRSÉKLET VÁLTOZÁSA FÜGGVÉNYÉBN (100 EZER LEÉ TERHELÉS ESETÉN).	104
21. ÁBRA AZ ÖNEMESZTŐ SZAPORODÁS (CRYPTIC GROWTH) ELVI MŰKÖDÉSE (MASON ET AL., 1986).	119
22. ÁBRA ÓZON / ULTRAHANGOS KEZELÉS BEÉPÍTÉSE AZ ELEVENISZAPOS TISZTÍTÁSBA, ISZAPROTHASZTÁSBA.....	121
23. ÁBRA ENERGIAÁTVITEL A SZERVES ANYAG OXIDÁCIÓJA ÉS AZ ASSZIMILÁCIÓJA KÖZÖTT	124
24. ÁBRA AZ ANAEROB ISZAPKEZELŐ MEDENCÉS OSA RENDSZER KIALAKÍTÁSA (CHUDOBA ET AL., 1992).	128
25. ÁBRA CANNIBAL ELJÁRÁS FOLYAMATÁBRÁJA (GOEL – NOGUERA, 2006).....	129
26. ÁBRA ANAEROB/ANOXIKUS/OXIKUS TISZTÍTÁS KÉT ISZAPKÖRREL (ANANOX) (GARUTI ET AL., 1992).....	131
27. ÁBRA AZ ISAM TECHNOLÓGIAI KIÉPÍTÉSE (JANSSEN ET AL., 2002).....	132
28. ÁBRA MBR RENDSZER OSA KIÉPÍTÉSBN (YOUNG, ET AL., 2007).....	134
29. ÁBRA A HŐSZIVATTYÚ ELVI MŰKÖDÉSE.....	146
30. ÁBRA HŐSZIVATTYÚ A SZENNYVÍZ HŐJÉNEK A HASZNOSÍTÁSÁRA	146
31. ÁBRA A NYERS SZEKUNDER (JOBOLDALON) ÉS KÉTSZERESÉRE HIGÍTOTT ROTHASZTOTT LAKOSSÁGI ISZAP ÜLEPEDÉSE MENZURÁBAN, VALAMINT KATIONOS POLIELEKTROLITOS FLOKKULÁCIÓJA UTÁN.....	163
32. ÁBRA BIOGÁZ ÜZEMI FERMENTLEVÉ KOAGULÁLTATÁSA Fe^{3+} ÉS POLIELEKTROLIT SEGÍTSÉGÉVEL.	166
33. ÁBRA SZILÁRD HULLADÉKLERAKÓ CSURGALÉKVÍZÉNEK A KICSAPATÁSSAL ELŐTISZTÍTOTT VÍZFÁZISA.	171
34. ÁBRA A LAKOSSÁGI SZENNYVÍZ SZERVES C ÉS N ELTÁVOLÍTÁSÁNAK ÁLTALÁNOS SÉMÁJA.	184
35. ÁBRA ARÁNYOS ENERGIAÁRAMOK (SHANKEY DIAGRAMM) A BIOLÓGIAI TÁPANYAG ELTÁVOLÍTÁSSAL ÉS ISZAPROTHASZTÁSSAL ÜZEMELŐ ELEVENISZAPOS SZENNYVÍZTISZTÍTÁSRA.....	203
36. ÁBRA A FÓÁGI BEVEZETŐ ANAEROB ROTHASZTÁSSAL MŰKÖDŐ SZENNYVÍZTISZTÍTÁS (LEM) ÉS MÁSODIK LÉPCSŐS FÓÁGI ANAMMOX ÉS P ELTÁVOLÍTÁS SHANKEY DIAGRAMMJA.	208
37. ÁBRA A TELJES SZERVES ANYAG ÉS TÁPANYAG ELTÁVOLÍTÁS KIÉPÍTÉSE.....	210
38. ÁBRA TELJES SZERVES ANYAG ÉS TÁPANYAGELTÁVOLÍTÁS ENERGIAMÉRLEGE SHANKEY DIAGRAMMON.	212
39. ÁBRA A SZÜRÖMEMBRÁNOK BEÉPÍTÉSI LEHETŐSÉGE AZ ELEVENISZAPOS TISZTÍTÓKBA.....	214
40. ÁBRA MBR ÉS CAS TISZTÍTÁS ÖSSZEKAPCSOLÁSÁNAK A LEHETŐSÉGEI.	216
41. ÁBRA A SZÜRÖMEMBRÁN ISZAPOS VÍZBE TÖRTÉNŐ BEÉPÍTÉSÉNEK A KÉT VÁLTOZATA (DE WEVER ET AL. 2009).....	217
42. ÁBRA AZ ELŐSZŰRÉS BEÉPÍTÉSE AZ MBR SZENNYVÍZTISZTÍTÓKNÁL (SCHIER ET AL. 2009).....	218

43. ÁBRA ELEVENISZAPOS MEDENCÉBE ÉS ANNAK EGY SZEPARÁLT RÉSZÉBE TÖRTÉNŐ UF KIÉPÍTÉS LEHETŐSÉGE (BREPOLS, 2010) ..	219
44. ÁBRA AZ ISZAPOS VÍZBE MERÍTETT SZŰRŐMEMBRÁN ELVI KIALAKÍTÁSA	223
45. ÁBRA EGY MBR SZENNYVÍZTISZTÍTÓ RENDSZER ÉS FŐ ELEMEI (WEF, 2012)	225
46. ÁBRAMBR SZENNYVÍZTISZTÍTÁS NAPJAINKBAN ELÉRHETŐ ENERGIA-FAJLAGOSAI (KRAUSE AND DICKERSON, 2011).....	226
47. ÁBRA A/O RENDSZERŰ MBR (YOON, S. H., ET AL., 2004)	247
48. ÁBRA A FOKOZOTT TÁPANYAGELTÁVOLÍTÁSRA ALKALMAS HYUNDAI TECHNOLÓGIAI SÉMÁJA.....	248
49. ÁBRA MÓDOSÍTOTT UCT RENDSZERŰ MBR KIALAKÍTÁS.....	249
50. ÁBRA A TÖBB LÉPCSŐBEN TÖRTÉNŐ NYERSVÍZ BETÁPLÁLÁSÚ MEMBRÁNSZEPARÁCIÓS UCT MEGOLDÁS.....	252
51. ÁBRA ADOTT TÉMAKÖRÖKBEN PUBLIKÁLT CIKKEK SZÁMA 1991-2012 IDŐSZAK EGYES ÉVEIBEN.	260
52. ÁBRA A SZENNYVÍZISZAP NEHÉZFÉM ÉS EGYÉB SZENNYEZŐI TÉMAKÖRÉBEN PUBLIKÁLT CIKKEK SZÁMA 1991-2012 IDŐSZAK EGYES ÉVEIBEN.....	260
53. ÁBRA NAPI SZENNYVÍZISZAP TERMELÉS AZ EGYES EU ORSZÁGOKBAN (G SZÁRAZANYAG/FŐ* ³ NAP)	262
54. ÁBRA A FŐBB KOMPONENSEK (ELEMEEK) KONCENTRÁCIÓI AZ EURÓPAI ÉS ÁZSIAI ORSZÁGOK SZENNYVÍZISZAPJAIBAN	266
55. ÁBRA A SZENNYVÍZISZAPOKBAN KÖZEPES KONCENTRÁCIÓKBAN LEVŐ ELEMEEK KONCENTRÁCIÓI AZ EURÓPAI ÉS ÁZSIAI ORSZÁGOK SZENNYVÍZISZAPJAIBAN	266
56. ÁBRA A SZENNYVÍZISZAPOKBAN KIS KONCENTRÁCIÓKBAN LEVŐ ELEMEEK KONCENTRÁCIÓI AZ EURÓPAI ÉS ÁZSIAI ORSZÁGOK SZENNYVÍZISZAPJAIBAN	267
57. ÁBRA KÜLÖNBÖZŐ EU ORSZÁGOK SZENNYVÍZISZAP ELHELYEZÉSI, HASZNOSÍTÁSI GYAKORLATA 2009-BEN AZ EUROSTAT ADATAI ALAPJÁN (DÁNIA ÉS PORTUGÁLIA ADATOK HIÁNYÁBAN NINCS FELTÜNTETVE - DONATELLO, S., CHEESEMAN, C. R., (2013) 272	272
58. ÁBRA A SZENNYVÍZISZAPOK MEZŐGAZDASÁGI HASZNOSÍTÁSA RÉSZARÁNYAINAK (%) ALAKULÁSA A NAGYOBB ISZAPTERMELŐ EU TAGÁLLAMOKBAN 2000-2009 KÖZÖTT.....	274
59. ÁBRA A SZENNYVÍZISZAPOK KOMPOSZTÁLÁSA HÁNYADAINAK (%) ALAKULÁSA AZ EU ORSZÁGOKBAN	275
60. ÁBRA AZ ÉGETETT SZENNYVÍZISZAP MENNYISÉGEK AZ ÖSSZES TERMELÉS HÁNYADÁBAN A NAGYOBB ISZAPTERMELŐ EU TAGÁLLAMOKBAN 2000-2009 KÖZÖTT.....	275
61. ÁBRA NÉMETORSZÁG SZENNYVÍZISZAP TERMELÉSÉNEK ÉS ISZAP ELHELYEZÉSI GYAKORLATÁNAK AZ ALAKULÁSA 2004-2013 KÖZÖTT (ÉVES ÖSSZES ISZAPTERMELÉS ÉS AZ ELHELYEZÉS MEGOSZLÁSA)	276
62. ÁBRA MAGYARORSZÁG SZENNYVÍZISZAP TERMELÉSÉNEK ÉS ISZAP ELHELYEZÉSI GYAKORLATÁNAK AZ ALAKULÁSA 2004-2013 KÖZÖTT (ÉVES ÖSSZES ISZAPTERMELÉS ÉS AZ ELHELYEZÉS MEGOSZLÁSA)	277
63. ÁBRA A SZENNYVÍZISZAP ÉGETÉS FŐ EGYSÉGEI, LÉPÉSEI (ARUNDEL, 2000)	282
64. ÁBRA AZ ISZAPÉGETÉSNEEL AZ ÉGŐTÉRBE, A HŐHASZNOSÍTÓBAN ÉS A PORLEVÁLASZTÁSNÁL LEJÁTSZÓDÓ FOLYAMATOK TÖMÖR ÁTTEKINTÉSE (DONATELLO, 2009).....	283
65. ÁBRA A FŐBB KOMPONENSEK (ELEMEEK) KONCENTRÁCIÓI AZ EURÓPAI ÉS ÁZSIAI ORSZÁGOK SZENNYVÍZISZAP HAMUÍBAN (MAXIMUMOK/ÁTLAGOK/MINIMUMOK)	285
66. ÁBRA AZ ISZAPHAMUBAN KÖZEPES KONCENTRÁCIÓKBAN LEVŐ ELEMEEK KONCENTRÁCIÓI AZ EURÓPAI ÉS ÁZSIAI ORSZÁGOK ESETÉBEN (MAXIMUMOK/ÁTLAGOK/MINIMUMOK).	285
67. ÁBRA KÜLÖNBÖZŐ SAVAS FOSZFOR KINYERÉSI MEGOLDÁSOK AZ ISZAPHAMU TOVÁBBI FELDOLGOZÁSÁRA.	289
68. ÁBRA MAGYARORSZÁGI SZENNYVÍZTISZTÍTÓK ANAEROB ISZAPROTHASZTÁSA ISZAPVÍZÉNEK AZ AMMÓNÍUM KONCENTRÁCIÓI HOMOGÉN ÉS SZŰRT ISZAPVÍZ MINTÁKBÓL (THURY, 2010)	302
69. ÁBRA A SZENNYVÍZISZAP ROTHASZTÁS JELLEMZŐ ÖSSZEFÜGGÉSEI (GRADY ET AL., 1999)	320
70. ÁBRA FAJLAGOS BIOGÁZ HOZAM LAKOSSÁGI SZENNYVÍZISZAP ÉS HÚSÜZEMI ZSÍRFOGÓK ZSÍRISZAPJÁNAK A MEZOFIL EGYÜTTROTHASZTÁSOKOR.	345
71. ÁBRA NYERSANYAG ÖSSZETÉTEL ÉS AZ EGYÜTTROTHASZTÁS ÜZEMBIZTONSÁGA KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS	348
72. ÁBRA A BIOGÁZGYÁRTÁS TÁPANYAG ÖSSZETÉTELÉNEK HATÁSA AZ ÜZEMELTETÉS STABILITÁSÁRA.	349
73. ÁBRA TÁPANYAG ÖSSZETÉTEL (C:N ARÁNY) ÉS A SZERVES ANYAG TERHELÉS BIZTONSÁGA A ROTHASZTÁSNÁL.....	350
74. ÁBRA A DÉL-PESTI SZENNYVÍZTISZTÍTÓ ROTHASZTÓINAK A TERHELÉSE AZ UTÓBBI ÉVEKBEN.....	358
75. ÁBRA SZIMULTÁN NITRIF/DENITRIF EGY ISZAPHELYBEN (GOGINA ET AL., 2015)	371
76. ÁBRA HAGYOMÁNYOS ELEVENISZAP (CAS) ÉS AEROB ISZAP (AGS) MIKROSKÓPOS KÉPE 40-SZERES NAGYÍTÁSBAN (A MÉRETIJELZŐ VONALKA 0,2 MM) (FRANCA ET AL., 2018).....	373
77. ÁBRA A MIKROORGANIZMUS CSOPORTOK ELHELYEZKEDÉSE AZ ÁTLAGOSAN 30-130 MIKRON MÉRETŰ, MECHANIKAILAG INSTABIL ELEVENISZAP PELYHEKBEN ÉS A CSAK NEM TÍZSZERESÉRE MÉRETET IS MEGHALADÓ, TÖMÖR, SZILÁRD GRANULUMOKBAN (WINKLER ET AL., 2013, NANCHARAIHA AND KIRAN KUMAR REDDY 2018).....	375
78. ÁBRA A HÚSIPARI ÜZEM SBR EGYSÉGE ISZAPJÁNAK AZ ÜLEPEDÉS.....	379
79. ÁBRA A HÚSIPARI AEROB GRANULÁLT ISZAPJÁNAK A SZÉTTÉRÜLT, KIÜLEPEDETT ISZAPCEPPRŐL KÉSZÍTETT FELVÉTELE (1 SKÁLAOSZTÁS = 1 MM)	381
80. ÁBRA A HÚSIPARI TISZTÍTÓBAN KELETKEZETT GRANULÁLT ISZAP RÉSZECSKÉINEK A MÉRETELŐSLÁSA.....	382

1. TÁBLÁZAT A SZENNYVÍZTISZTÍTÁSI TECHNOLÓGIÁK FEJLŐDÉSE IDŐRENDENBEN	65
2. TÁBLÁZAT KÜLÖNBÖZŐ SZENNYVÍZTISZTÍTÓK ISZAP-FELDOLGOZÁSI, ELHELYEZÉSI KÖLTSÉGADATAI.	155
3. TÁBLÁZAT EGY HAZAI MEZŐGAZDASÁGI BIOGÁZ ÜZEM FERMENTLEVÉNEK AZ ÖSSZETÉTELE, S ANNAK INGADOZÁSA A KÜLÖNBÖZŐ NYERSANYAG BETÁPLÁLÁS KÖVETKEZTÉBEN (SAJÁT MÉRÉSEK).	168
4. TÁBLÁZAT CSURGALÉKVIZEK FŐBB JELLEMZŐI A HULLADÉKTEST KORÁNAK FÜGGVÉNYÉBEN	170
5. TÁBLÁZAT VAS-III-SÓVAL KICSAPATOTT CSURGALÉKVÍZ (TISZTA FÁZIS) ÉS A NYERS JELLEMZŐI	171
6. TÁBLÁZAT SZENNYVÍZTISZTÍTÁSI PÉLDÁK KOMPOSZTÁLÁSRA	183
7. TÁBLÁZAT CAS ÉS MBR SZENNYVÍZTISZTÍTÓK FONTOSABB JELLEMZŐI, ELTÉRÉSEI (WEF, 2012)	222
8. TÁBLÁZAT ISZAPSZEPARÁCIÓRA HASZNÁLHAT ULTRASZŰRŐ TÍPUSOK.....	223
9. TÁBLÁZAT A KÜLÖNBÖZŐ EU ORSZÁGOKBAN ÉRVÉNYES NEHÉZFÉM KONCENTRÁCIÓ KORLÁTOZÁS A MEZŐGAZDASÁGI TALAJOKRA KIHELYEZHETŐ ISZAPOKRA ÉS KOMPOSZTOKRA	270
10. TÁBLÁZAT SZERVES MIKROSZENNYEZŐK KONCENTRÁCIÓINAK LIMITÁLÁSA AZ EU-BAN A MEZŐGAZDASÁGI FELHASZNÁLÁS TEKINTETÉBEN.....	271
11. TÁBLÁZAT AZ ISZAP ADAGOLÁSÁT KÖVETŐEN A TALAJOKBAN MEGENGEDHETŐ LEGNAGYOBB NEHÉZFÉM KONCENTRÁCIÓK AZ EU ORSZÁGOKBAN (MG/KG SZÁRAZ TALAJ)	273
12. TÁBLÁZAT ISZAPKOMPONENSEK ARÁNYAI ÉS LEBOMLÁSÁNAK MÉRTÉKE.....	325
13. TÁBLÁZAT SZENNYVÍZISZAP KOMPONENSEK FAJLAGOS ENERGIATARTALMA ÉS GÁZHozAMA.....	326
14. TÁBLÁZAT ZSÍR/FEHÉRJE / SZÉNhidRÁT GÁZTERMELÉSE AZ ANAEROB ROTHASZTÁSKOR	329
15. TÁBLÁZAT A MEGFELELŐSÉGET MINŐSÍTŐ PARAMÉTEREK ÉS TARTOMÁNYAIK (COOK ET AL. 2017).....	347
16. TÁBLÁZAT MEZOFIL SZENNYVÍZISZAP ROTHASZTÓK JELLEMZŐ FAJLAGOS TERHELÉSI TARTOMÁNYAI	354
17. TÁBLÁZAT NITROGÉNELTÁVOLÍTÁS OXIGÉN ÉS SZERVES ANYAG IGÉNYE A KÜLÖNBÖZŐ UTAKON.....	368
18. TÁBLÁZAT A VIZSGÁLT HÚSÜZEM GRANULÁLT ISZAPJÁNAK ÜLEPEDÉSE	380

1 Bevezető

Napjaink fejlesztései a szennyvíztisztításban

az intézeti szerzőcsoport legutóbbi pár évi szennyvizes cikkeinek gyűjteménye

Az ember tápanyaggal történő ellátása életének alapfeltétele. Tápanyag fogyasztásának mértéke tevékenysége intenzitásától, fizikai erő kifejtésétől, elvégzett fizikai munkájától függ. Ez nyilvánvalóan emberenként a környezettől, életviteltől is erősen függ, s így nagyságrendileg is eltérő lehet. Mintegy pár száz és néhány ezer kcal/főxnap között változik. Általánosan elfogadható ugyanakkor, hogy az elfogyasztott tápanyagnak mintegy $\frac{3}{4}$ részét hasznosítja a szervezet energiatermelésre. Ez a szerves anyag egy részének a levegő oxigénjével széndioxiddá történő égetésével történik. A nem hasznosítható anyagok, s a hasznosítottakból termelt melléktermékek is kiválasztási maradékként kerülnek az emberekből a környezetbe. A lakosság agglomerálódásával annak az elhelyezése a vízöblítés általánossá válásával, s a szennyvíz közcsatornákon történő összegyűjtésével a lakossági szennyvíztisztítóba kerül.

A lakossági szennyvizek ezen túl az élelmiszerek lakossági fogyasztásra történő (házi vagy kereskedelmi) előkészítésének, feldolgozásának, majd azt követően a folyékony (esetenként szilárd) élelmiszer maradékok, eltávolítását is biztosítják. Meg kell azonban jegyezni, hogy korunkban ezek mellett igen sokféle háztartási tisztítószer, segédanyag is oda kerül. Még nagyobb probléma a lakossági szennyvíz ipari jellegű lakossági tevékenységéből eredő szennyezése. A lakossági szennyvíz szennyezői a fentiek révén természetes, részben darabos, részben oldott, döntő részükben szerves anyagok. Ezek ülepitéssel és azzal kombinált biológiai átalakítással (iszappá alakítással), mintegy 95-98 %-ban szeparálhatók a vízfázisból. A keletkező iszapba kerül ekkor a szennyvízzel érkező szerves anyag, vagy annak az energiátartalmának közelítőleg a fele. A másik fele a levegő oxigénjével oxidálódik széndioxiddá, veszendőbe megy. Ez azonban csak a látszat, mert ezzel az energiával épül ki az az iszap mennyiség, ami a fenti szennyezés döntő részét kivonja a vízfázisból. Az ivóvizek eredeti oldott só tartalma ugyanakkor nagyrészt a lebegő anyagtól így elválasztott vízben marad.

A lakossági szennyvíznél, pontosabban az emberek tápanyaggal abba juttatott szennyezőinél maradva meg kell azonban jegyezni, hogy az elfogyasztott zsírok minimális mennyisége kerül csak a közcsatornába, mert azok a szervezet alaptápanyagai. Ugyanígy igaz ez a cukrokra is, amelyeket a szervezet szükség szerint eléget, valamint feleslegük esetén zsírtartalékokká tud alakítani. A fehérjék felhasználása már messze nem ilyen teljes. A fehérjék egy részét a gyomorban és egyéb szervekben, valamint sejtekben történő átalakítások során a szervezet hasznosítja, ugyanakkor az annak során szabaddá, feleslegessé váló, részben átalakított részét a széklettel, míg a redukáló környezetben azokból keletkező ammóniumot a vizelettel távolítja el a testből. A fehérjével bevitt szerves nitrogén mintegy fele szerves nitrogénként (fehérje), fele ammóniumként kerül a szennyvízbe. Az ammónium mennyiségének megfelelő fehérje szerves anyagot természetesen oxidálja a szervezet, pontosabban annak az anyag átalakításokat végző sejtjei. Nitrogént a szervezet, illetőleg a sejtjei egyáltalán nem oxidálnak, csak szerves anyagot.

Hasonlóan bonyolult a szervezetbe elsősorban foszfolipidekkel kerülő foszfát átalakítási vonala is. A foszfor, pontosabban a foszfát az ADP/ATP átalakítás az sejten belüli átalakításokhoz szükséges energia biztosításának a kulcskomponense. Ehhez be kell épülnie a szervezetbe, de csak egy szükséges mennyiségre van ehhez szükség. Nem épül tehát be tartósan a szervezetbe, abban dinamikusan cserélődik, míg az elfogyasztott mennyiségének a fölöslege, mintegy 80 %-a a vizelettel oldott foszfátként kerül vissza a környezetbe.

Az élelmiszer feldolgozás iparosítása legtöbb ágazatnál ugyanakkor hasonló szennyezőik ellenére is a szennyvizeik szeparált kezelését tette szükségessé. Az utóbbiak nagyobb szennyezőanyag koncentrációi miatt kedvezőbb, költségkímélőbb megoldást is lehetővé tesznek. Ilyen szennyvizek keletkeznek a tej-, hús-, konzerv-, sör-, üdítőipar, borászat, cukorrépa feldolgozás vonalán. Közel hasonló szerves anyag tartalmú szennyvizei vannak a gyógyszeriparnak, melyek tisztítása egyéb szennyezettségük miatt részben eltérő tisztítást igényel. Alapvetően ugyanakkor az ilyen szennyvizek tisztítása is biológiai úton, mikroorganizmusok tevékenységével történik.

A fenti, lakossági és ipari szennyezések a szerves anyagaikkal az élővizek oxigénjét használják el, azért kell azt kellő hatásokkal eltávolítani a tisztítás során. A vizelettel közvetlenül a szennyvízbe kerülő, valamint ott a fehérjék átalakítása során keletkező ammónium viszont az élővizek halaira mérgező 10 mg/l koncentráció fölött. Ha az ammóniumot nitráttá oxidálják, az a

csecsemőkre veszélyes (methemoglobinémia). Egyebekben inkább nitrogénforma növényi tápanyag, így eutrofizációt is okoz. Ugyanezt teszi az élővizekbe kerülő foszfát is 0,2 mg/l P koncentráció felett. A szennyvíztisztításnak szükségszerűen ezek a limitáló tényezők. Az abban kialakítandó folyamatokat, azok egyensúlyát, szükséges kémiai rásegítéseit (vegyszeres foszfor kicsapatás) ezek az igények határozzák meg.

A biológiailag bontható szerves anyagok szilárd formájú lebegő iszappá történő alakítása azok mintegy felének a levegő oxigénjével történő széndioxidra égetésével, s egyidejűleg a másik felének a lebegő mikroorganizmus tömeggé, iszappá alakításával történik. A széndioxid légszennyezését itt ma még nem tudjuk gazdaságosan megszüntetni. Talán nem is lesz soha erre igény, mint a tüdőből kikerülő széndioxid eltávolítására sem. Az iszap szerves anyagának a feléből ugyanakkor egy következő biológiai átalakítással metánt és széndioxidot termelhetünk. Ez utóbbi lehetőségnek azonban már méretbeli korlátjai vannak, döntően kiépítés meredekebben méretfüggő költségigénye miatt. Ez a rothasztóra és a keletkező biogáz hasznosításához szükséges, elektromos energiát termelő gázmotorra is érvényes. Ezért nem gazdaságos ma még néhány tízezer lakos szennyvizének a tisztítása alatt iszaprothasztásban gondolkodni.

A szerves szennyezők aerob biológiai tisztításánál azonban láthatóan mindenképpen van maradék, mégpedig részben azok az oxigénes környezetben nem bontható, döntően rostos poliszacharidok, melyek élelmiszereink szükségszerű tartozékai, részben a döntően hasonló polimerek (sejtfal, exocelluláris polimer anyagok, fehérjék, lipoproteinek és poliszacharidok) melyeket maguk a tisztítást végző mikroorganizmusok termelnek. Ebbe a maradékba kerül a fentiekkel együtt a szennyvizek eredeti nitrogéntartalmának (ammónium-, és fehérje-N) a kisebb hányada, valamint a foszfor tartalmának a csaknem teljes mennyisége. Ugyanide kerülnek a homokfogásnál el nem távolított finom szilárd szervetlen anyagok, valamint az oldott foszfát kicsapatásához felhasznált vegyszerek (vas, alumínium) is. Ez utóbbiak semleges pH mellett minimálisan oldódnak a vízben. Sajnos ebben a pH tartományban sok egyéb nehézfém is kicsapódik a vízből, vagy egyszerűen ionosan kötődik a negatív felületi töltésű iszaphoz. Természetesen ilyen adszorpció a szennyvízben maradó nem bontható más nagymolekulájú vegyületeknél, gyógyszerekénél és maradványaiknál is létrejöhet, ami az iszapmaradékok szennyezettségét meghatározóan alakíthatja.

Az szerves anyagok oxidációja az iszap levegőztetése során ugyanakkor a teljes szennyvíz, illetőleg bele kerülő szennyezőanyag feldolgozásnak csak az egyik lépcsője. Az oxigénbevitel súlyos költsége miatt lehetőleg ugyanis csak a lebegő anyagok 30-45 % át igyekszünk ezzel az oxidációval energiában már fajlagosan szegényebb anyaggá alakítani. Esetenként persze ez a megfelelő nitrogén eltávolítás elérése miatt célszerűtlen (előülepítés), ugyanakkor a szennyvízfeldolgozás harmadik lépcsőjében energiaveszteséget eredményez. A harmadik lépcső az iszapok anaerob rothasztása, vagy metanizálása. Az előülepítés iszapjának (primer iszap) ugyanis kétszer nagyobb a fajlagos gáz (metán) hozama, mint az aerob biológia iszapjának (szekunder iszap). A rothasztás során ugyanakkor mindkét iszapnak szerves anyagának mintegy a fele alakul széndioxiddá és metánná (40: 60 % arányban). Ez csökkenti a rothasztott iszap maradékának a szerves anyag tartalmát, míg abban az inert anyag tartalom szükségszerűen megduplázódik.

A szennyvíztisztítás maradéka ezt követően is igen értékes szerves anyag és növényi tápanyag (N és P) lenne a mezőgazdaságnak, hiszen az iszap mikroorganizmusai is fehérjékből, foszfátokból épülnek fel. Az iszap nitrogéntartalma 4-5 % (fehérjeként ez a 6,24-szeres), foszfor tartalma pedig 3-4 %. Az előző fehérjében tehát 25-30, míg az utóbbi foszfátban 9-14%-ot jelent. A fehérjét a talaj mikroorganizmusai tovább alakítják, oxidálják, stabilizálják, humifikálják, a foszfát ugyanakkor csak kisebb hányadában épül be a talaj mikroorganizmusaiba. Mint szerves talajkomponens kerül a növények gyökere és talajbaktérium társulása révén hasznosításra. Ha ugyanakkor a szennyvíziszapot elégetik, a foszfát az iszap ahhoz kapcsolódó fémtartalmával (Ca, Fe, Al) önmagában is 12-18% hamumaradékot, inert anyagot eredményez. Ez a fémek hidroxidjaival ennek akár a duplájára is nőhet.

Tovább változik az szennyvíziszap maradék összetétele, stabilitása, inert anyag hányada, mezőgazdasági hasznossága annak a célszerű komposztálásával. A komposztban a szerves anyagok egy még kedvezőbb, stabilizált, fertőtlenített formában jelennek meg. A komposztálásnál azonban nem a nyers szennyvíziszappal termelhető a legkedvezőbb talajkomponens. Annak a fehérje (N) tartalma ugyanis túlzottan nagy. Mivel a komposztálás a maradék iszap ismételt, részleges oxidációja széndioxiddá és vízzé, a nitrogéntartalmában további veszteség jelentkezne ammóniumként. A komposztálásnál szükséges oxidációhoz, termikus fertőtlenítés eléréséhez, szárításhoz sem elég a nyers iszap szerves szén tartalma. Ezért kell a komposztálást nagyobb szerves anyag

tartalmú, nitrogénben szegényebb szerves segédanyagokkal, szalmával, faanyaggal (fűrészpor) keverve végezni.

A komposztálásakor ugyanakkor ismét kioxidálódik szerves anyag több mint fele a komposztkeverékből. Ezzel a szennyvíziszap eredeti nehézfém és kedvezőtlen szerves anyag tartalma is változik a komposztálás során. Pontosabban a keverési arányoktól függően a nehézfém koncentráció valamelyest nő, míg a kedvezőtlen szerves szennyezők koncentrációja azok lebomlásának következtében inkább csökken. Az is meghatározó a komposztálásnál, hogy ekkor a több hetes 55-65 Celsius fokos hőkezelés során a fertőtlenítés is bekövetkezik, majd a már nem levegőztetett halom lassú, több hónapos kihűlése során egy végképpen kedvező szerves anyag stabilizálódás, humifikáció is lejátszódik.

A komposzt így a talaj számára értékes, jelentős szerves anyag, s azon belül humusztartalmú anyag. Mellette a nitrogéntartalma is döntően a humuszhoz kapcsolt, vagy abban ioncserével rögzült formában van jelen. Az utóbbi a növények részére gyorsan hozzáférhető. A kihelyezését követő évben ez a komposzt nitrogéntartalma mintegy 20 %-ának a növények általi hasznosítását teszi lehetővé. A többi része a talaj tartósabb nitrogénellátását biztosítja, eltérően a műtrágya hasznosulásától. Annak az ammónium és nitrát ionjai a kihelyezését követően gyorsan hasznosulnak, s így nem biztosítanak tartós nitrogénellátást. A nitrát ezen túl lemosódása esetén mélyebb talajvizek szennyezését is eredményezheti. A foszforellátás tekintetében ilyen különbözőségekről nem beszélhetünk. Az gyorsan kötődik a talaj kationjaihoz, s a visszaoldódása a gyökérzónában lassú és folyamatos lesz.

A foszfát tekintetében szemben az ammóniával, melynek alapanyaga a levegőben korlátlan, nyersfoszfát hiány jelentkezhet. Bár nem kizárt újabb foszfát lelőhelyek felfedezése Földünkön, a szennyvíziszap foszfát tartalma is jelentős szerepet játszhat jövőnk növényi tápanyagellátásában. Ezért lehet fontos 50-100 év múltán annak a szennyvízből, szennyvíziszapból történő biztosítása is. Míg az iszap szerves anyag tartalma energetikailag is hasznosítható, a foszfát újra hasznosítása az ekkor keletkező hamuból még jelenleg messze nem megoldott. Ugyanez igaz az iszap vagy komposzt nehézfém tartalmának a csökkentésére is. Nagyon fontos tehát annak a pontosítása mennyire szennyezettek nehézfémekkel az egyes szennyvíziszapok, illetőleg milyen dózissal kihelyezésük jöhet szóba különböző talajokon az ott termelhető növények káros szennyeződés, nehézfém akkumulációja nélkül. Az is fontos

kérdés, milyen áttételük adódhat az ilyen talajokon termesztett növényeken keresztül közvetlenül, vagy az állatokon keresztül az emberekre.

A kötetbe foglalt, korábban már megjelent, vagy megjelenés előtt álló cikkek a fentiek pontosítása érdekében éppen a szennyvíztisztítás fejlődését, s az annál keletkező iszapokból visszanyerhető energia mennyiséget, a technológiák bonyolultságát, legújabb fejlesztési irányait, eredményeit, s a maradékok tovább-feldolgozásának, hasznosításának nehézségeit, lehetőségeit igyekeznek pontosítani.

Dr Kárpáti Árpád
Veszprém, 2020 március

2 Új szennyvíztisztítási technológiák

Kárpáti Árpád,

Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet

2.1 Bevezetés

Napjainkban új szennyvíztisztítási technológiákat létrehozni elvileg nagyon egyszerű. A tisztítás ugyanis négy alapvetően eltérő művelet sorozata, melyek mindegyike fejleszthető, javítható, új technológiának titulálható. Ezek a zsír és homokfogás, valamint az előülepítés, a biológiai tisztítás, az iszap szeparációja, majd az iszapkezelés, hasznosítás. Ezeket a szennyvíztisztítás története során sokáig csak két egységnek tekintették. Szigorú értelemben vett szennyvíztisztításnak, valamint iszapkezelésnek. Ma már elmondhatjuk, hogy valamennyi részegység a többivel szoros kapcsolatban működik, talán az iszapszárítás, komposztálás és iszaphasznosítás kivételével. Természetesen valamennyi részműveletben a folyamatos műszaki fejlődés újabb és újabb megoldásokat, technológiai módosításokat produkált és produkál ma is. Ennek a fejlődésnek a bemutatásán keresztül szeretné az előadás érzékeltetni a legújabbnak nevezhető megoldások kialakulását, bekapcsolva abba a lakossági szennyvizek tisztításán túl a mezőgazdasági és ipari szennyvizekét is.

2.2 Lakossági szennyvíz és a mechanikai-fizikai előtisztítása, majd biológiai utótisztítása

A lakossági szennyvíz durva és finom lebegő és oldott szennyező anyagokat tartalmazó víz. Szerves anyag, szerves- és ammónium-N, valamint összes foszfor (TP) tartalmát a KOI, BOI₅, TKN, NH₄-N és két foszforforma koncentrációja jellemzi. Átlagos összetételeként a lakosegyenérték (LEÉ) paraméterei fogadhatók el. A durvább lebegő részeket előbb rácsokkal (0,5-10 mm résméret), majd előülepítéssel távolítják el a vízből a biológiai kapacitásigény csökkentése érdekében. A két művelet között általános a homok és zsírfogás az előző koptató, illetőleg az utóbbi lassúbb biológiai lebomlása hatásának a kiküszöbölésére. Az eddigi műveletek átlagos hidraulikai tartózkodási ideje (HRT) elhanyagolható. Az 1-2 órás átlagos HRT-jű előülepítés a 0,45 mikronnál nagyobb részecskéknek csak mintegy 60 %-át tudja eltávolítani a vízből. Ez a biológiai terhelésben (KOI, BOI₅) csak 30, redukált nitrogénben (TKN) 10 % körüli csökkenést jelent. Összes foszfor tartalomban

(TP) nincs ekkor változás. Értelemszerűen a primer iszap összetétele is ennek megfelelően alakul, amiben az összes lebegő anyag tartalom mintegy 40-50 %-a inert. Talán a legfontosabb megemlítendő, hogy az iszapba kerülő nitrogéntartalom fele (a tisztító terhelésének 10-15 %-a) és a foszforterhelés kisebb hányada is az iszaprohasztóból az iszapvízzel a biológiai tisztítás főágára kerül vissza.

A biológiai tisztítás ezt követően a folyók öntisztulásának az üzemesített változata. Ezt a lebegő mikroorganizmusok, illetőleg csoportjaik, valamint a folyómederben is megtapadó mikroorganizmusok végzik. Az első üzemesített változat talán az eleveniszapos volt, utóbbi, de csaknem egyidőben, a biofilmes szennyvíztisztítás. A kétféle tisztítás láthatóan a természetben is jól működik együtt, így törvényszerű, hogy külön-külön és kombinációjuk is üzemesíthető, intenzifikálható lett. Az utóbbinál azonban több mint fél évszázados műszaki fejlődésre volt szükség a robbanásszerű fejlődéshez, elsősorban biofilm hordozó kialakítása, a reaktorkialakítás és a levegőztetés és szabályozása tekintetében.

2.3 A biológiai szennyvíztisztítás

A finom kolloid, lebegő és oldott szennyezőket a pehelybe vagy filmbe összetapadó mikroorganizmusok előbb adszorpcióval kötik meg, majd exoenzimekkel apróbb részekre darabolják. Ez a szerves tápanyag a sejtmembránon keresztül jut be a sejtekbe az ammóniummal, foszfáttal és oxigénnel egyetemben. A szerves tápanyag a sejtben az oxigénnel részben széndioxiddá alakul, energiát biztosítva a sejtanyag termeléséhez. A szerves anyagot így hasznosító heterotrof mikroorganizmusok sejtosztódása optimális környezetben mintegy félórás gyakoriságú. Ez határozza meg a szerves tápanyag oxidációjának és immobilizációjának a sebességét. Lakossági szennyvizeknél, és 4-6 g/l iszapkoncentrációnál a fenti szennyezőanyag eltávolítás mintegy egy napos HRT mellett biztosíthatja a napjainkban elvárt tisztított víz határértékeket.

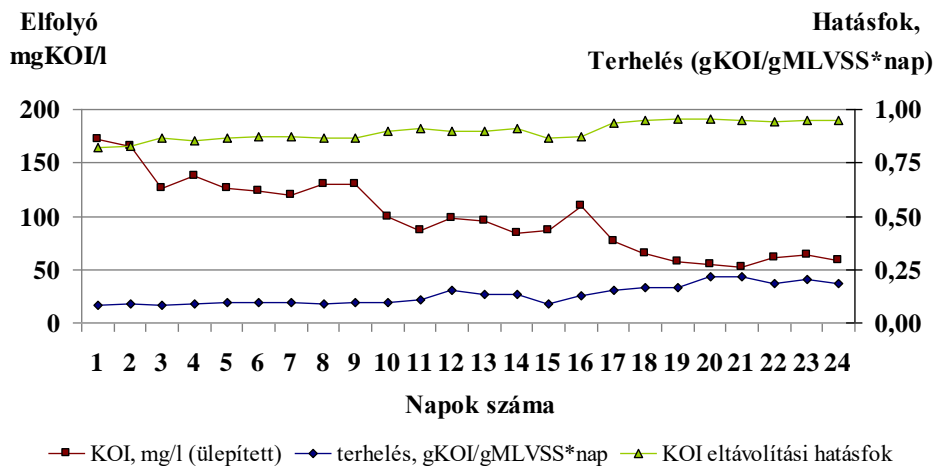
Természetesen ez a sebesség, illetőleg az átalakítás mértéke a tápanyag minőségétől is függ. Lényegesen lassúbb a nagyobb molekulák, rosszul oldódó, nehezebben hozzáférhető, hidrofób molekula együtteseknél és olyan szintetikus, elsősorban ipari szennyezőknél melynek bontására a sejtek egy része exoenzim termeléssel nem készült fel, vagy arra teljesen alkalmatlan. Más szennyezők, mérgező hatású anyagok nagyobb koncentrációnál a teljes sejttevékenység is leállhat (sejtelhalás). A nehezen bontható anyagok

lebontására történő adaptáció ugyanakkor spontán, de lehet külsőleg is támogatni.

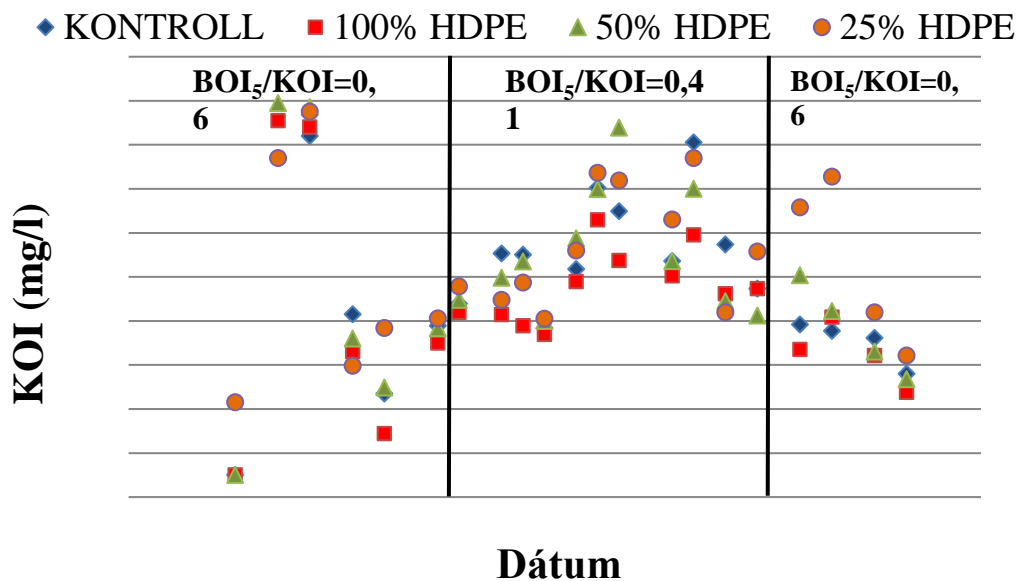
Joggal elmondható ezért, hogy minden szennyvíztisztító biomasszája egyrészt kincs, másrészt kellemetlen melléktermék. Példaképpen az 1-2. ábrákon látható, hogy mind az eleveniszapnak, mind a biofilmnek meglehetősen hosszú időre van szüksége, hogy egy új tápanyag kellő hatásfokú tisztítására adaptálódjon.

Hogy az ilyen tisztításoknál a szennyezőanyagok milyen hányada bomlik le, s mennyi marad adszorbeáltan az iszaphoz kötve, általában alig kerül pontosításra, hiszen a szennyezőanyagok részletes minőségi meghatározása sem igen lehetséges a gyakorlatban az iparban gyakran változó termelés és részben ismeretlen összetételű segédanyagok felhasználása miatt. Az eleveniszap fajlagos felülete egyébként $100 \text{ m}^2/\text{g}$ körüli.

A lakossági szennyvizek tisztítása sem nevezhető persze egyszerűnek. Fejlődésében az emberi környezet és az ember igényeinek az elmúlt évszázadban bekövetkezett változását követte. Sajnos a szennyvízbe kerülő lakosság által elfogyasztott élelmiszernek, illetőleg energiának csak mintegy 25 %-a kerül a szennyvízbe, míg a nitrogén és foszfortartalma teljes mennyiségében. Ennek megfelelően a szerves anyagot fentiek szerint hasznosító heterotrof mikroorganizmusok iszapmaradékába a nitrogénnek és foszfornek csak kevesebb, mint fele kerül beépítésre (immobilizálás). A múlt század negyvenes éveiben ezért meg kellett oldani a többlet ammónium oxidációját (nitrifikáció) arra alkalmas autotrof ammónium-oxidáló mikroorganizmusokkal, majd a hatvanas évekre az ezzel keletkező nitrát redukcióját a heterotrofokkal, szerves anyag felhasználásával (denitrifikáció). A többletfoszfor ugyan vegyszeresen is kicsapatható, de a hetvenes években ennek a biológiai eltávolítását is megoldották. Ezzel azonban ez egyetlen, levegőztetéssel jól keverhető medencét három részre kellett leválasztani, melyek közül az első kettőben nem lehet levegőztetés. A nitrifikációt ugyanakkor a levegőztetett térben ugyanúgy biztosítani kell, miközben a nitrifikálók legalább tízszer lassabban szaporodnak a heterotrof mikroorganizmusoknál. Ez jelentős többlettérfogat igényt jelent, hacsak az ammónium oxidációját és a nitrát redukcióját nem lehet valamiképpen biológiailag gyorsítani.



1. ábra Tisztított víz KOI, KOI eltávolítási hatások, valamint a fajlagos terhelés időbeli alakulása lakossági szennyvíziszap előtisztított emulziós szennyvízhez történő adaptálásnál (Reich, 2009)



2. ábra Lakossági szennyvízzel kialakított biofilm adaptációja ugyanahhoz a szennyvízhez (szűrt KOI alapján mérve) (Gulyás, 2012; Pitás és társai, 2012)

A nitrifikálók kis energianyereségük miatt lassan szaporodnak, átlagosan naponta egyszer osztódnak. Így a környezetre is sokkal érzékenyebbek, mint a heterotrofok. Valamilyen mértékű adaptációra persze ők is képesek a hőmérséklet, a pH és a terhelésingadozás tekintetében. A nitrifikációt ugyanis az alapanyaga (szabad ammónia), valamint a köztitermékéből keletkező (salétromossav) is mérgezi, s ezért a pH ezek koncentrációjának alakulása miatt ugyancsak meghatározó. A pH szabályozása a lakossági szennyvíztisztítóknál kerül kiépítésre.

A denitrifikáció sebessége, melyet a szerves anyagot oxidáló heterotrofok végeznek oxigén hiányában, a tápanyagminőségétől függ. Szükségszerű ezért, hogy megelőzze a nitrifikációt. A legújabb fejlesztési eredmények a hidegebb vizekben is gyors nitrifikációt biztosító tenyészeteket produkáltak az Egyesült Államokban, szűrt trágyalevek nitrogéneltávolításánál, azonban ezek kereskedelmi forgalomban még nem kaphatók. Forgalmaznak ugyanakkor sokféle nitrifikáció gyorsítónak kikiáltott tenyészetet, melyek hatása rövidtávú, és sikerességüket forgalmazóik soha nem is garantálják. Hasznosak ugyanakkor a hidrolízis és szerves anyag bontásának gyorsítására forgalmazottak, melyek a denitrifikáció tápanyagellátását javíthatják, növelve a sebességét. Lehetőség van még a fentiekén túl az ammónium struvitként ($\text{MgAlPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) történő eltávolítására is, de ez a gyakorlatban a foszfát ára miatt nem tud megvalósulni. Jelenleg csak 5 g/l ammónium tartalmú vizekből tartják gazdaságosnak a struvitos ammónium-eltávolítást.

A foszfor eltávolításának a kémiai és biológiai útja is kellően ismert, hogy azokkal ne foglalkozunk. Említésre méltó ugyanakkor, hogy a biológiailag tisztított trágyaléből a biológiai tisztítás végén mészhidráttal kicsapatható a foszfát, ami viszonylag tiszta újrahasznosítható foszfát műtrágyát, vagy ahhoz szükséges alapanyagot eredményezhet.

A biológiai szennyvíztisztító sor végén mindenképpen szükséges az iszap visszatartása. Ezt ma leggyakrabban gravitációs utóülepítővel oldják meg. Az elfolyó vízben ilyenkor a lebegőanyag tartalom 20 mg/l, míg a KOI akár 40-50 mg/l értékre is csökkenhet.

2.4 Iszapkor növelés hatása a nitrifikációra

Az eleveniszapos rendszerekben a heterotrof és autotrof mikroorganizmusok átlagos tartózkodási ideje egyforma, az iszapkornak megfelelő időtartam. Ez adott rendszerben növelhető az iszap koncentrációjának a növelésével, de ez gondot okozhat az iszap ülepítésénél. Az átlagos 4 gramm száraz lebegőanyag /liter körüli iszapkoncentráció ugyan ilyen megoldással 8-10 g/l körüli értékig is növelhető, tovább azonban nem. Ekkor az iszapkihordás már igen nagy veszély. Az iszap koncentrációja ugyanakkor tovább növelhető rögzített filmmel kombinált eleveniszappal, úgynevezett hibrid megoldással, vagy ultraszűréssel történő iszap szeparációval is.

Az első esetben a rendszerben az iszap egy része filmként dolgozik. A hibrid rendszerből csak a biofilmből leszakadó részek és az eleveniszap kerülhet át az utóülepítőbe, ha a hordozó nem jut át az utóülepítőbe. A biofilm vízbe lógó lemezeken, lemezkötegeken, vagy ugyanilyen formában beépített függönyös megoldással is rögzíthető. Ha mozgó hordozót alkalmaznak, megfelelő szűrővel az is visszatartható az eleveniszapos medenceterekbe. Az utóülepítő lebegőanyag terhelése így jelentősen csökkenthető. Az ilyen hibrid rendszerek nitrifikációs kapacitása másfélszerese is lehet a tisztán eleveniszaposakénak.

A nitrifikáció teljesítménynövelése ilyenkor nem arányos az összes biotömeg növekedésével. Inkább a kialakuló biofilm felületével lesz arányos. A biofilmben levő biotömeg iszapkorra ugyanis jóval nagyobb, mint az eleveniszapé a mélyebb rétegeinek a lassúbb szaporodása, s így hasonlóan lassúbb leszakadása miatt. Emellett a biofilm felső rétegében jelentős autotrof biotömeg koncentráció is jelentkezik. Ezért is arányos a nitrifikáló kapacitás növekedése a hordozó felületével. Értelemszerű, hogy a biofilm hordozók fejlesztése tekintetében nagy a verseny. Az egyszerű polietiléntől és poliuretántól ma már igen messze jutottak a fejlesztők mind a kemény, mind a lágy gélek tekintetében. Fontos, hogy azok megfelelő mechanikai stabilitással, s ugyanakkor belső porozitással, átjárhatósággal rendelkezzenek. Biztosítaniuk kell a mikroorganizmusok megtelepedését, s megfelelő visszatartását, a hordozó visszatartásával.

A hordozók szerkezeti kialakítását tekintve a strukturált, kisebb-nagyobb kockák, gömbszerű extrudált részecskék terjedtek előbb el. Ezeket követték a kereskedelmi forgalomban a 3-4 mm átmérőjű golyó formában előállított gélek. Ma azonban már lemezes, vagy apróbb darabos lágy géleket is vizsgálnak a fejlesztő laboratóriumokban, ugyan nem a nitrifikálók, hanem a még náluk is tízszer lassabban szaporodó Anammox mikroorganizmusok immobilizálására. A jövőben ilyen gélek ipari szennyezőkhöz adaptált mikroorganizmusok szaporítására, forgalmazására is alkalmasak lehetnek.

Az iszapkor egy eleveniszapos rendszerben ezen a megoldáson túl még az iszap ultraszűrővel történő visszatartásával is növelhető. Ez ma már semmiképpen nem nevezhető új megoldásnak, és a megnevezése is megtévesztő. Az MBR ugyanis membrán bioreaktor, holott a membrán nem a reaktor, csak az iszapszűrője. Ettől függetlenül lehetőség ad részben az iszapkor növelésére, részben a szűrt víz KOI-jének csökkentésére, minőségének javítására. Az ilyen reaktorokban ugyanis az iszapkoncentráció 10-20 g/l értékre is növelhető. Ez

arányosan nagyobb iszapkort jelent annak a térfogati nitrifikációs kapacitásra gyakorolt hatásával együtt. Meg kell ugyanakkor említeni, hogy az ultraszűrő nem csak a lebegő iszapot tartja vissza, hanem a nagyobb kolloid méretű szerves szennyezőket, esetenként nehezen lebontható ilyen anyagokat is. A megnövelt iszapkor ezek tekintetében az adaptáció növelését, s ezzel a nehezen bontható részek jobb eltávolítását eredményezi.

Különösen kedvező lehet az ilyen MBR rendszer az ózonos oxidációval történő kombinációra. Az iszap egy részét ilyenkor ózonnal oxidálják, ami a benne adszorbeált nehezen bontható szennyezők részleges oxidációjával azok bonthatóságát javítja, illetőleg a teljes tisztításnál jelentős fajlagos iszaphozam csökkenést eredményezhet. Ez utóbbi a tovább kezelendő szekunder iszap mennyiségét, s vele az iszapkezelés költségét csökkenti, ami ma már közel azonos is lehet a szennyvíz tisztításának a költségével.

2.5 Iszapfeldolgozás, hasznosítás

A szennyvíztisztítás termékei a primer és szekunder iszap. Az első biológiailag még nem oxidált, így energiában gazdagabb szerves anyagot tartalmaz, bár kisebb részarányban, mint a szekunder iszap. Az utóbbiban a szerves anyag az élő, vagy elhalt mikroorganizmusok, illetőleg sejtfal maradványaik. Utóbbiak biológiailag már alig oxidálhatók az eleveniszapban.

Mindkét iszapot persze tovább lehetne oxidálni a levegő oxigénjével, de energianyereséggel ez nem járna. Kisebb aerob iszapstabilizálók korábban hazánkban nagyobb számban épültek, de az anaerob iszapfeldolgozás terjedésével egyre háttérbe szorultak. Épült egy termofil iszapoxidáló is Bátaszéken, azonban ennek az üzemeltetését is hamarosan beszüntették a keverés gyakori meghibásodása miatt. Ezzel szemben napjainkban az anaerob iszaprothasztás vált általánossá, s egyre kisebb kapacitású tisztítóknál is kiépítésre kerül. Már regionális iszapfeldolgozásra, rothasztásra is érdemes lehet azt építeni.

Az anaerob iszaprothasztás az eredeti szennyvízmennyiség töredékének, kevesebb, mint századának megfelelő hidraulikus terheléssel megy. Abban ugyan az átlagos hidraulikus tartózkodási idő 20-25 nap, de így is csak negyede térfogatú, mint az eleveniszapos tisztító. A folyamat mezofil hőmérsékleten (35-37 °C) legnagyobb sebességű. Az iszap mintegy feléből széndioxid és metán termelődik abban, míg a többi változatlan formában marad. A keletkező gáz

metán tartalma 65 % körüli. Energetikailag jól hasznosítható. Ha azt robbanómotorban elégetve részben villamos energiává alakítjuk (45 %-os hatásfok), a tisztító levegőztetéséhez szükséges villamos energia felét megtermelheti. A hasonló mennyiségbe keletkező hő télen a telep épületeinek fűtésére, nyáron a keletkező iszapnak a szárítására hasznosítható.

Apró kellemetlensége az iszaprohasztásnak, hogy az iszap víztelenítése során keletkező iszapvizet ugyancsak kezelni kell. Ez tartalmazza az iszap eredeti szerves nitrogén tartalmának mintegy a felét ammóniumként. Korábban említettük, hogy a primer iszappal az N terhelés 10 %-a kerül rohasztásra. A szekunder iszappal mintegy a további 10-15 % kerül a rohasztóba. Onnan tehát az eredeti terhelés csaknem 10-12 %-a ezen az ágon folyamatosan visszavezetésre kerül a biológiai tisztító részbe kerülő előülepített szennyvízhez. Ez jelentős hányad. Ennek a szeparált nitrogénmentesítésére fejlődtek ki az Anammox mikroorganizmusokat hasznosító technológiák, amelyek kevesebb, mint fele oxigénigénnyel, szerves anyag igény nélkül nitrogénné tudják az ammóniumot alakítani.

Az iszapvíz ammónium koncentrációja rendszerint 500-1500 mg/l közötti. Hogy az ammónium ilyen koncentrációnál veszendőbe megy, szükségszerű, hiszen 5 g/l ammónium koncentrációig a struvitos visszanyerése jelenleg nem gazdaságos. Ugyanez igaz az ioncserés visszanyerésére is. Ha sikerülne valamiképpen a struvitot termikusan úgy megbontani, hogy újrafelhasználható legyen az ammónium ismételt megkötésére, gazdaságos lenne a megoldás.

Jelenleg nagyobb problémának tűnik, hogy a nitrát redukciójánál nagyon sok szerves anyag, KOI megy veszendőbe. Minden gramm nitrát-N nitrogénné alakításához 4,3 g KOI kell. Mivel azonban a denitrifikáció sebessége tápanyagfüggő, ennek legalább a másfélszerese KOI/TKN aránnyal kell a szennyvíznek az anoxikus medencébe érkeznie a lakossági szennyvizeknél, hogy ott teljes denitrifikáció lehessen. Ekkor is a nitrátos iszapos víz recirkulációjának a korlátossága miatt csak 80 % körüli nitrogéneltávolítás érhető el a tisztításnál, még igen jó levegőztetés-szabályozás esetén is.

Ezért van szükség az előülepítéssel történő szerves anyag, vagy KOI eltávolítás mértékének a csökkentésére, illetőleg az előbb említett iszapvíz szeparált nitrogén-mentesítésére. Az első persze gázhozam csökkenés a rohasztásnál, a nitrát határérték miatt mégis sokszor van rá szükség. A második egyértelműen energianyereség. Részben a nitrogéneltávolítás fajlagos oxigénigényének

csökkenése révén, részben főágon csökkenő szerves anyag igény révén megnövelhető gázhozam révén.

Az iszapfeldolgozáshoz ma már szervesen hozzátartozik a víztelenített rothasztott iszap újrahasznosítása. Ez lehet a nedves oxidációja, szárítása, pirolízise, égetése, esetleg a komposztálása és mezőgazdasági újrahasznosítása is. A szárítás történhet az égetésnél keletkező hővel, a gázmotoroknál keletkező hővel, napenergiával, vagy bármilyen egyéb hővel is. A gyors, víz forráspontja közeli szárításnál a nyersvíz redukált nitrogénjének a 10-12 %-át tartalmazó centrifugált rothasztott iszaptól ammónium és nagy mennyiségű illó szerves gáz nem szabadul fel. Lassú szárításnál, ahol a levegő a szárító közeg, s az aerob biológiai átalakításoknak egyidejűleg kedvező a hőmérséklet, a nitrogéntartalom tizede ammóniaként szabaddá válik, s a szárítógázból azt ki kell mosni. Ez kénsavoldattal egyszerű, de vízzel is csaknem 80 %-a kimosható. A foszfortartalom ilyenkor változatlanul az iszapban marad. A szárítógáz illó szerves anyag tartalma egyébként nem is különösebben illatos. Ha túlzottan közel van a telep a lakóterülethez, az utóbbiak eltávolítása biofilterrel megoldható. Gondot inkább a nagy fajlagos gázmennyiség miatt annak a nagy mérete jelenthet. A gáz kénhidrogén tartalma miatt a foszforellátáson túl a nedvesítő víz pH beállításáról is gondoskodni kell.

2.6 Iszaphasznosítás termikus módszerekkel

Az iszap termikus hasznosítása rendszerint száraz formájából történik. Kivétel a nedves oxidáció, melyet azonban Dél-Korea kivételével egyetlen országban sem próbálnak alkalmazni. Természetesen rendkívül veszélyes anyagokat tartalmazó iszapoknál elvileg mindenképpen szóba jöhet. Más megoldás az iszap pirolízise, amellyel folyékony energiahordozó termelhető. A gyakorlatban ez sem terjedt el széle körben. Az iszap égetése, vagy cementbe történő „beégetése” ezzel szemben igen sok helyen megvalósult. Hazánkban is gyakorlat a váci cementgyárban az észak-pesti szennyvíztisztító iszapja egy részének a bedolgozása. A mono-, vagy vegyes iszapégetés hő vagy villamos energia termelésre ezzel szemben jelenleg sehol nem folyik az országban. Vannak az égetés megvalósítására irányuló elképzelései a Mátrai Erőműnek, ahol egy regionális iszap előkezelésnek, szárításnak, majd égetésének lehet realitása.

Környezetvédelmi szempontból persze elsősorban a budapesti szennyvíztisztítók iszapjának a biztonságos újrahasznosítása lenne a

legfontosabb. Az égetés azonban berendezés igényes, s hátránya a nagy mennyiségben keletkező hamu, amely egyedül a cementégetésnél hasznosítható. A hamu azonban sokkal kisebb térfogatban elhelyezhető, mint az iszap, ami elhelyezési költségben jelentős megtérülést hozhat.

2.7 Szennyvíziszap hasznosítás komposztálással

A víztelenített rothasztott szennyvíziszap komposztálása a fentiekkel szemben mezőgazdaságilag hasznosítható nitrogén, foszfor és humuszanyag tartalmú terméket eredményez. Sajnos a mezőgazdaságunk helyzete miatt a szennyvíziszap komposzt hasznosítása jelenleg meglehetősen kérdéses, szemben az általánosan alkalmazott trágya elhelyezéssel. Ennek kapcsán vetődhet fel a komposzt sokat vitatott szennyezettségének a kérdése. Látszólag a szennyvízből az iszapba, majd komposztba kerülő réztartalom az elsődleges akadálya a lakossági felhasználásnak. Fontosabb probléma azonban, hogy a komposzt kihelyezése is költséggel jár, ami a műtrágyáknál lényegesen kevesebb. Ezért kellene a komposztot sokkal nagyobb dózisban kihelyezni, ami költségcsökkentő, ugyanakkor a humusz hatása jobban is érvényesülne, hiszen az nagyon hiányzik a termőföldjeinknek. Ezt a komponenst az olcsóbb trágya bevitelével ugyanakkor biztosítva látják, pedig a trágyából annak jóval kisebb hányada lesz humusz.

Fontos támadási felület a lakossági szennyvízből származó iszapok és komposztok tekintetében azok gyógyszermaradvány tartalma is. Ez a kifogás lehet jogos, bár ezt még nem bizonyították kellőképpen. De ekkor az állati trágya is megkérdőjelezhető, amiben ugyanúgy bele kerül a gyógyszermaradvány. Felhasználhatóságát mégsem kérdőjelezi meg senki.

2.8 Ipari szennyvizek tisztítása, iszapjainak ártalommentesítése

Néhány iparág koncentrált, meleg szennyvize a lakosságinál is kedvezőbben tisztítható, vagy alakítható energiává. Azokra közvetlen biometanizálás is kiépülhetett az elmúlt négy évtizedben. Ilyenek az élelmiszeripar több ágazata, mint a cukoripar, keményítőgyártás, szeszipar, söripar, gyümölcsle feldolgozás, tejipar, húsipar, stb... Még az időszakos termékfeldolgozást végző ilyen üzemeknél is megoldható az anaerob iszap időszakos „altatása”, majd

viszonylag gyors ismételt üzembe állítása. Ezzel szemben a nem élelmiszeripari szennyvizeknél kevésbé gyakori az ilyen megoldás. A bőriparban és papíriparban mégis több ilyen üzem is épült világszerte. Hazánkban egy ipari komplexum (Borsodchem) egyik, meatanol tartalmú részáramára is építettek ki intenzív anaerob előtisztítást. Természetesen a trágyalé, vagy akár a homogenizált trágyák előtisztítására, energetikai hasznosítására is sor került ilyen módszerrel. A gyógyszeripar ezekkel szemben óvatos, mert esetében a ciklikus terhelés, s a rendszerint nagy sótartalom és esetenként toxikus melléktermékek miatt fennáll a granulált biomasszák lemérgezésének a veszélye, hiszen azok az eleveniszapnál is messze érzékenyebbek a lemérgezésre.

Ezek az intenzív anaerob tisztítók azonban a szerves anyagból is hagynak keveset a tisztított szennyvizeikben (élővíz határérték fölött). Emellett a nitrogénterhelésüket ammóniummá alakítva teljes mennyiségben a mezofil hőmérsékletű tisztított vizükben hagyják. Az ammónium eltávolítására ilyenkor ideális az Anammox tisztítás. Az ilyen vizeknél van ezért óriási jelentősége a természetesen granulálódó, vagy mesterségesen immobilizált anammox tenyészet kialakításának.

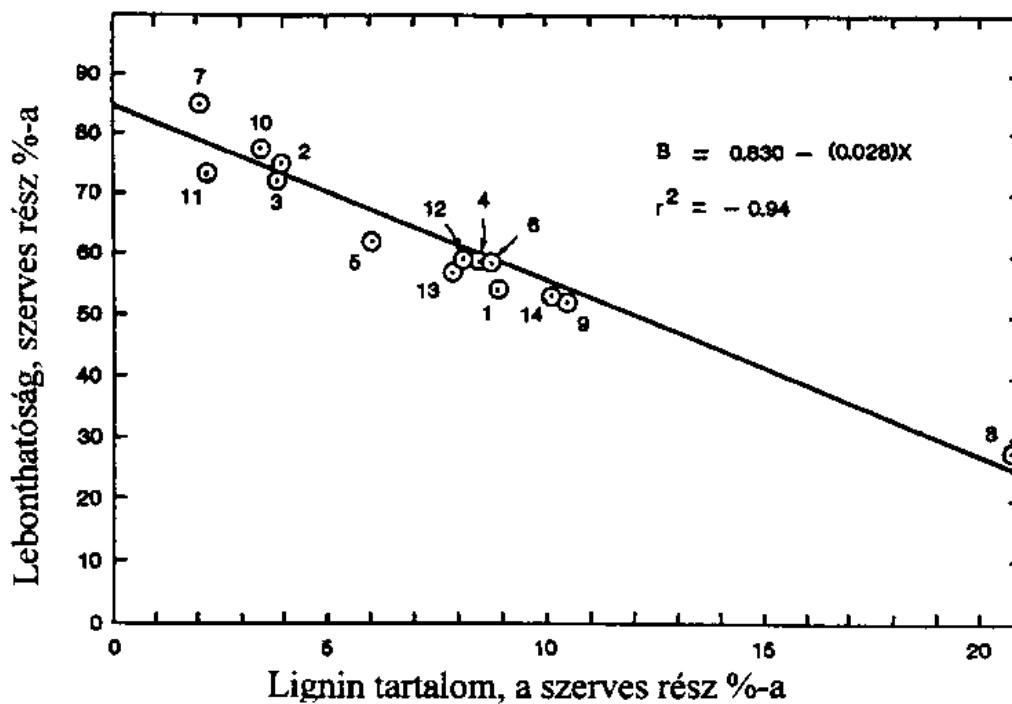
Az állati hígtrágya esetében az általános korábbi gyakorlat, a szűrés, majd szeparált szilárd és folyékony anyag kezelés miatt a folyadék rész aerob tisztítása is elterjedt. Mivel a KOI/TKN arány ennél is kritikus, 4-5 körüli, üzemi megvalósításra került itt is az ammónium nitriten keresztül történő oxidálása, majd szerves anyaggal történő redukciója (Sheron). Hazánkban egy ilyen tisztító bizonyította, hogy lehetséges ilyen üzemmód, de a szabályozás biztonsága nélkül a rendszer nem működhet folyamatosan stabilan. Az Egyesült Államokban nitráton keresztül történik ilyenkor a nitrogén eltávolítása. Más kérdés, hogy 200 mg/l nitrát-N mellett 300-500 mg/l KOI is marad a tisztított szennyvízben. Ezt azonban már ötször kisebb területre ki lehet öntözni, ami költségmegtakarításban ott már megéri. A szűrt szalmás részt komposztálás után hasznosítják ugyancsak a mezőgazdaságban.

Iszaphozam csökkentés a tisztítás főágán

Az előzőekben részletezett iszap elhelyezési, hasznosítási problémák miatt költségkímélő lehet a tisztítás főágán történő iszaphozam csökkentés is. A már leírt lehetőségeken, tehát az iszapkor növelésén és az iszap ozonizálásán túl kísérleteznek olyan, tulajdonképpen mérgező hatású adagolásával is, melyek az

asszimilációt, tehát az iszap szaporodását szorítják vissza. Ezek az anyagok azonban veszélyesek a tisztított vízben, ezért ipari bevezetésükre még bizonyára sokáig nem került sor.

Velük szemben elképzelhető az a megoldás, amely az iszap anaerob hidrolizálását integrálja az eleveniszapos rendszerbe, valamelyest persze megnövelve az összes iszapos medencetérfogatot. Ez a megoldás sem jelenthet azonban nagyobb iszaphozam csökkenést, mint az anaerob iszaprothasztás. A szennyvízbe kerülő lignin átalakítása ugyanis az eleveniszapos és az anaerob rendszerben is korlátos, mint azt a 3. ábra mutatja.



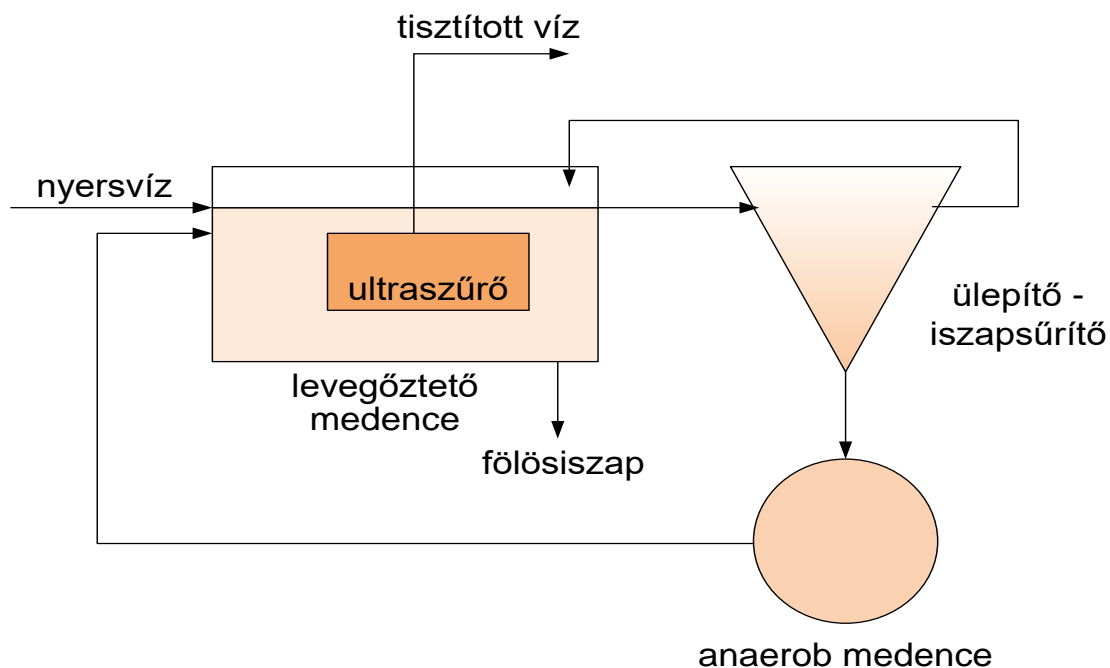
(Az egyes pontok eltérő alapanyagokat reprezentálnak)

3. ábra Az anaerob körülmények között mért lebomlás és a lignintartalom összefüggése.

A lebonthatóságot az ábrán leíró fenti egyenlet azt mutatja, hogy azoknak az anyagoknak is, melyek nem tartalmaznak lignint, a maximális lebonthatósága csak 83 %. Ennek az oka, hogy a szerves anyag lebontása, átalakítása során a baktérium biológiailag stabil melléktermékeket is termelnek. Ezért a szerves anyagok maximális lebonthatóságát az ilyen melléktermékek mennyisége is limitálja. A maximális lebonthatóság valahol 80-90 % között várható.

Biológiailag ezen jelenleg még nem tudunk túllépni. Ennek egyetlen lehetősége a főágon az ózonos, vagy bármelyik már említett kémiai, vagy termikus

iszapkezelés. Ez már esetenként az iszaprothasztásnál, sőt a főágon is alkalmazásra került. Végül is mindkét helyen csak az ózonozás tudja a gyakorlatban ezeknek a stabil vegyületeknek a mennyiségét minimalizálni. Ez egyben a gyógyszermaradványok elbontására is lehetőséget adhat. Ennek ellenére az Egyesült Államokban ígéretesnek vélik a biotechnológia ilyen irányú fejlesztést is, melyek eredményeire azonban ma még csak várakozunk. Tény viszont, hogy a főági tisztításnál az iszapülepítést követő anaerob kezelés beiktatása nélkül ekkor 0,28 - 0,47 g SS/ g KOI, míg annak a beiktatásakor 0,13 - 0,29 g SS/ g KOI fajlagos iszaphozam volt elérhető (Young, et al., 2007). A technológiát műveletsora (oxikus/ülepítés/anaerob) angol megfelelőjének a kezdőbetűiről nevezték el (Chudoba et al., 1992) Korszerű változatát mutatja a 4. ábra (Young, et al., 2007).

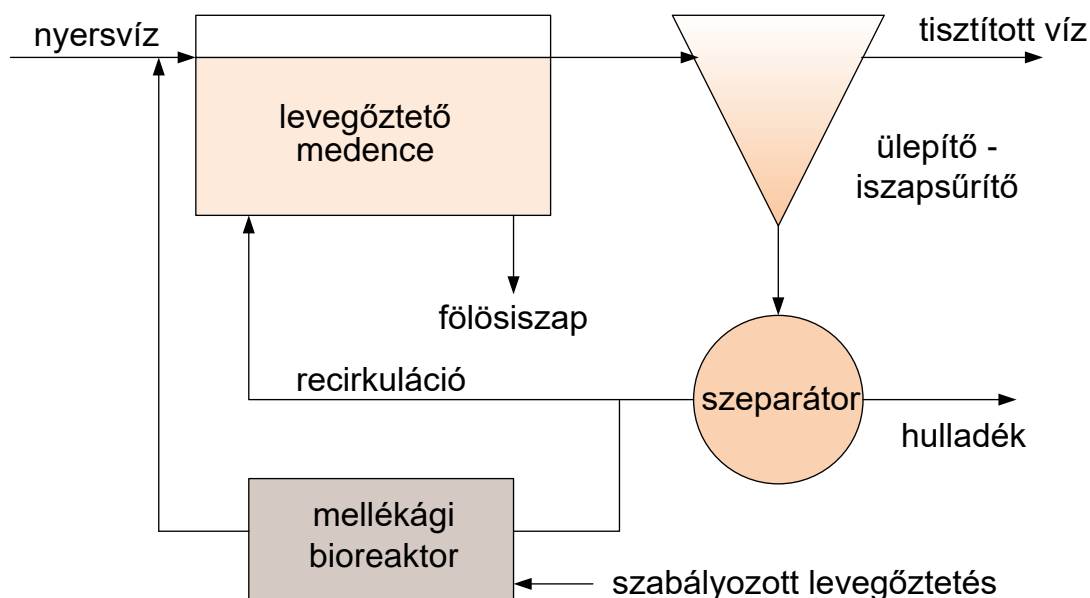


4. ábra MBR rendszer OSA kiépítésben (Young, et al., 2007).

Fontosnak bizonyult az OSA megoldásnál az anaerob medencében kialakuló, vagy fenntartott oxidációs-redukációs potenciál (ORP) (Wang et al. 2008). Ha az ORP csak +100mV körüli volt az iszaphidrolizáló egységben, az iszaphozam csökkenés csak 36 % lett, míg -250 mV esetén 58 %. Az OSA megoldásnál egyidejűleg a KOI eltávolítás és az iszap ülepedése is javult a tisztításnál. A vizsgálatok alapján a sejtelhalás anaerob környezetben bekövetkező felgyorsulása az iszaphozam csökkenésének meghatározója (Girardo et al., 2007), amit természetesen egy ultrahangos előkezeléssel még tovább gyorsíthatnak (Chen et al., 2003). Az OSA esetében is meghatározó az iszap

tartózkodási ideje az anaerob reaktorban. Ugyanígy van ez a Cannibal eljárásnál is. Ez az ilyen eljárásoknál így jelentős többlet anaerob, vagy szabályozottan levegőztetett iszapoxidációs teret jelent.

A Cannibal eljárásnál az üleptett iszapot előbb szűrik, majd megosztják az anaerob és oxikus medenceterek között (Goel – Noguera, 2006; Novak et al. 2007). Az anaerob medence itt sem igazán anaerob, mert abban gondosan szabályozott levegőztetés történik igen kis oxigénkoncentráció tartásával. Ebből a térrészből adott tartózkodási idő után a „kiéheztetett” szennyvíziszap visszakerül az eleveniszapos tisztítás főágára, ahova a nyersvíz bevezetése is történik (5. ábra)



5. ábra Cannibal eljárás folyamatábrája (Goel – Noguera, 2006).

A főág egyébként akár folyamatos betáplálású A/O, vagy A2/O kialakítású, vagy SBR megoldású is lehet minkét megoldásnál. Az iszap szeparációja az OSA esetében gyakran ultraszűrővel történik. Ekkor az SBR üzemmódot nem alkalmazzák. A Cannibal megoldásnál nincs ultraszűrés, helyette az üleptett iszap recirkulációs ágában van mechanikus szűrés, amelynek a részletei azonban a közleményekben nem pontosítottak.

Bár a membrános biológiai reaktoroknak (MBR) az iszaptermelés nélküli üzemeltetése ígéretesnek tűnt, azok levegőztetése költségesebb, mint a hagyományos eleveniszapos medencéké, s a már említett rossz iszapvízteleníthetőség és a szűrőmembrán gyakori eltömítése is olyan költségtöbblet, ami ellehetetleníti velük a teljes iszapmegsemmisítést. Mérséklet

iszapterhelés mellett, optimális iszapkoncentráció (15-20 g/l) tartásával az iszapozam azonban jelentősen csökkenthető esetükben. A legutóbbi japán tapasztalatok szerint 30-50 mg/g iszap szárazanyag ózondózis esetén ilyen kiépítésben az iszaptermelés teljesen megszüntethető, miközben az ózon és a membránmodul-cserék költsége megegyező az iszapfeldolgozás költségével (Chu et al., 2009).

2.9 Összefoglalás

Mint az anyagból kiderülhetett, a szennyvíztisztításnak igen sok részegysége, lépcsője van, melynek bármelyike fejleszthető. Hogy mikor beszélhetünk új technológiáról, nehéz megítélni. Az újítás folyamatos a mechanikai, kémiai, biológiai műveletek vonalán. A mechanikai, gépészeti fejlesztés mindegyikhez kell. Ebben a legutolsó újítás az ultraszűréssel történő iszapvisszatartás. A biológiában a lebegve és filmben történő iszapszaporítás egyesítése hozott hasonló eredményt, de a nitrogéneltávolításban a biofilm fejlesztése talán a gyorsabb. A kémia az ózonozás révén kapcsolódott be a biológiába, s leginkább ott hasznosul, ahol nincs lehetőség az iszapmaradék hasznosítására, elhelyezésére. A tisztított víz azonban mindig tartalmaz kevés szerves és szervetlen anyagot, míg az iszapja ugyanígy, de abban a szerves anyag részaránya sokkal nagyobb. Ezt lehet éppen a kémiai kezelésekkel minimalizálni, ha arra okvetlenül szükség van.

Hivatkozások

- Chandler, J. A., Jewell, W. J., Gossett, J. M., Van Soest, P. J., Robertson, J. B. (1980) Predicting Methane Fermentation Biodegradability. Biotechnology and Bioengineering Symposium No. 10 (New York: John Wiley & Sons, Inc)
- Chen, G. H., An, K. J., Saby, S., Brois, E., Djafer, M. (2003) Possible cause of excess sludge reduction in an oxic-settling anaerobic activated sludge process (OSA process). *Wat Res*, 37 (16) 3855–66.
- Chu, L. B., Yan, S. T., Xing, X. H., Sun, X. L., Jurcik, B. (2009) Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production. *Wat Res*, 43 (7) 1811–1822.
- Chudoba, P., Morel, A., Capdeville, B. (1992) The case of both energetic uncoupling and metabolic selection of microorganisms in the OSA activated sludge system. *Environ Technol*, 13, 761–770.

- Giraldo, E., Goel, R., Noguera, D. (2007) Modeling Microbial Decay in a Cannibal™ Sludge Minimization Process . Proceedings of WEFTEC 2007, Session 21 - 30, 1751-1767.
- Goel, R., Noguera, D., (2006) Evaluation of Sludge Yield and Phosphorus Removal in a Cannibal Solids Reduction Process. J. Envir. Engrg., 132 (10) 1331-1337.
- Gulyás, G. (2012) – Mikrobiális adaptáció vizsgálata autóipari szennyvizek tisztításánál, előadás, Országos Környezetvédelmi Konferencia, Sopron, 2012. 09.18-20.
- Novak, J. T., Chon, D. H., Curtis, B. A., Doyle, M. (2007) Biological Solids Reduction Using the Cannibal Process. Water Environment Research, 79 (12) 2380-2386.
- Pitás, V., Thury, P., Gulyás, G., Bartha, L. (1012) Biofilm hordozók és kifejlesztésük járműipari szennyvizek tisztítási hatékonyságának növelése céljából, MASZESZ Hírcsatona 2012, (5-6) 8-14.
- Reich, K. (2009) Az eleveniszap adaptációjának hatása az ipari szennyvíztisztításban. Diplomadolgozat 2009, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet.
- Young, K.O., Lee, K.R., Kwang, B.K., Yeom, I.T. (2007) Effects of chemical sludge disintegration on the performances of wastewater treatment by membrane bioreactor. Water Research, 47, 2665–71.
- Wang, J., Zhao, Q., Jin, W., Lin, Y. (2008) Mechanism on minimization of excess sludge in oxic-settling-anaerobic (OSA) process. Frontiers of Environmental Sci & Eng. in China, 2 (1) 36-43.

3 Energia és költségínség a szennyvíztisztításban

Kárpáti Árpád

Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet

3.1 Bevezetés

A lakossági szennyvizek széleskörű tisztítása talán valamivel előbb elterjedt, mint az ipari szennyvizeké. Fejlődésük során az előbbieknél egyértelműen a környezetvédelmi előírások szigorodása jelentette a hajtóerőt, míg az utóbbiaknál a termelési hulladék energiatartalmának a minél nagyobb fokú visszanyerése. A kisebb ipari üzemek azonban igyekeztek mindig a lakossági tisztításra bízni a feladatukat, azok szükségből esetleg fizikai-kémiai előtisztítást végeztek. Az ipari üzemek közül a nagyüzemek, azok közül is a melegebb, töményebb szennyvizeket termelők, melyeknek a szennyezőanyagai mindezekben túl könnyen és döntő hányadában bonthatók fordultak az energia visszanyerését is biztosító technológia irányába. Ezek a „folyékony szerves hulladékok” maximális energiakinyerésére, elektromos árammá és hővé alakítására törekedve kedvezőbb fajlagos szennyvíztisztítási költséggel működhetnek. Emellett az intenzív anaerob tisztításuk után az elfolyó vizük utótisztítását sokszor egy lakossági szennyvíztisztítóra is átháríthatják. Az ilyen vizekben maradó ammónium (nitrogén) eltávolítása ugyanis a szerves anyagok nélkül esetenként igen költséges is lehet. A szóba jöhető költségkímélő megoldásokról, kombinációkról kíván számot adni az előadás.

3.2 A jogszabályi igények generálta technológiai fejlődés a lakossági szennyvíztisztításnál

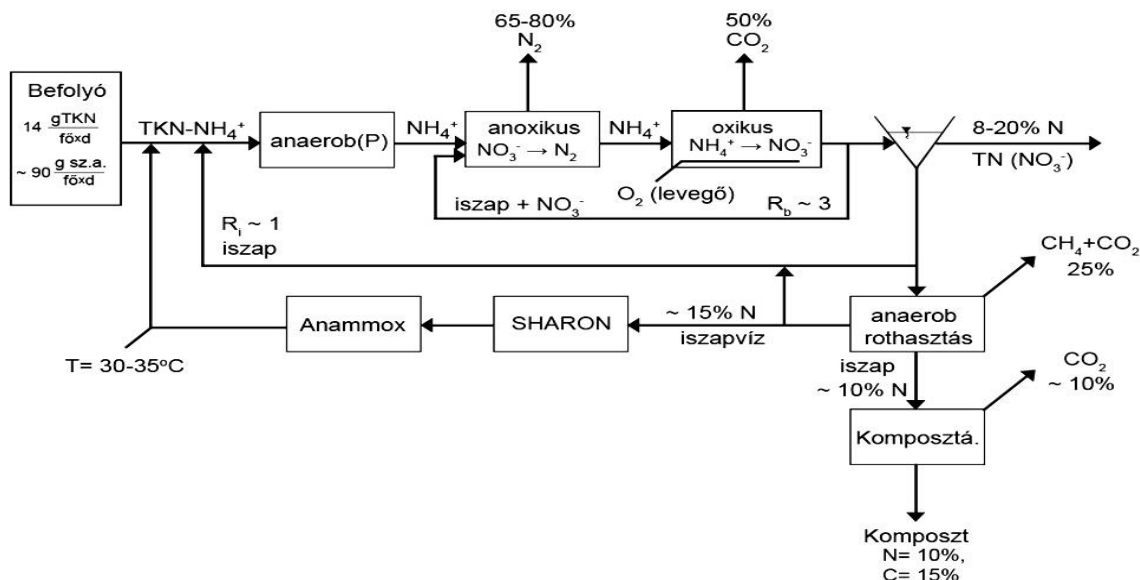
A lakossági szennyvizek összetétele szemben az ipariakéval viszonylagosan stabil, s jól jellemezhető átlagos paraméterekkel rendelkezik. Ezek a BOI_5 , KOI, $\text{NH}_4\text{-N}$, TKN, TP valamint a lebegőanyag koncentrációk. Értelemszerűen a környezetpolitika a tisztítási igényt is ezekre a paraméterekre rögzítette, bár ott a TKN helyett a TN koncentráció értéket limitálták. Környezetünk fokozódó szennyezésével, idővel a határértékek is szigorodtak. Azokat a biológiai szennyvíztisztítás fejlesztésével, alakításával (foszfor esetében szükséges kicsapószer adagolásával) sikerült teljesíteni. Ennek megfelelően egy korszerű, szerves anyag (KOI) és növényi tápanyag (N és P) eltávolítást biztosító

folyamatos betáplálású eleveniszapos rendszer anaerob /anoxikus /aerob medencetérfogatokkal rendelkezik (6. ábra), vagy ezeket a környezeti feltételeket időben ciklizálva kell, hogy biztosítsa. Az ilyen tisztítók kiépítése egyébként sorba, vagy párhuzamosan kapcsolt medencékkel is történhet.

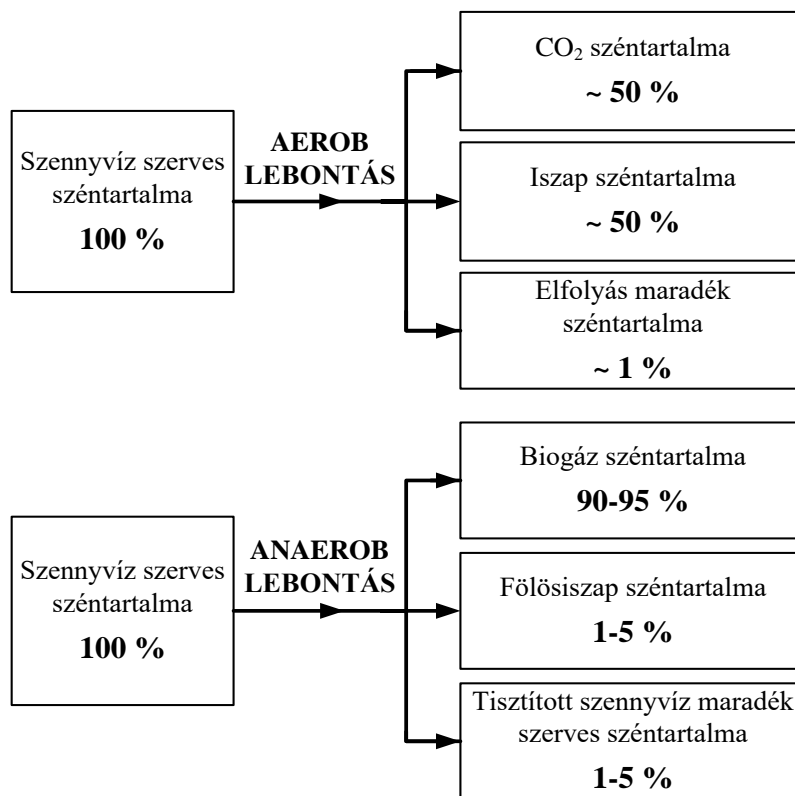
A szennyvíz energiatartalmának a kinyerés elvében ugyanakkor anaerob tisztítással lenne maximálisan biztosítható (7. ábra). A gyakorlatban azonban ez a lakossági szennyvizeknél közvetlenül nem valósítható meg, mert azok hígak ahhoz. A szerves anyag tartalmukból keletkező hőmennyiség nem elegendő a víz kellő hőmérsékletre emeléséhez. Hidegen pedig az anaerob folyamatok sebessége lassú ahhoz, hogy gazdaságos lehessen a megoldás. Ha azonban azokból az oldott szennyezőanyagok kémiai, vagy biológiai immobilizálásával, iszappá alakításával a szennyezőanyagot koncentrálják, az iszap anaerob rothasztása már gazdaságos. Igaz ugyan, hogy a szennyvíz eredeti energiatartalmának fele a biológiai oxidációnál közben veszendőbe megy (8. ábra). Mint azonban a 8. ábra mutatja az így kapott iszaptól az anaerob rothasztással kinyerhető villamos energia mennyisége a nagyobb telepeknél elegendő a levegőztetés biztosítására. Hogy csak azoknál, annak oka, hogy az üzemméret csökkenésével a levegőztetés optimalizálása egyre nehezebb. A légbevitelt biztosító fúvók levegőigénynek megfelelő szabályozásához szükséges online monitoring és szabályozás fajlagosan annál költségesebb, s azzal a levegőztetés fajlagos költsége is nő.

A lakossági szennyvíz mintegy 3500 kcal/m³ energiatartalmának a fele az aerob biológiai átalakítás során elveszik, csaknem egy fokkal melegítve a szennyvizet, és egyidejűleg biztosítva a biomassza életben tartását. A másik fele asszimilációval új biomasszává alakul. Ezt koncentráljuk a fentiek szerint a rothasztás előtt a nyersvíz mintegy százada térfogatába, hogy abból már gazdaságosan lehessen az energiatartalmát újrahasznosítani. A rothasztásnál az iszaptól energiatartalmának fele metánként nyerhető ki, másik fele további iszapmaradék (szilárd szerves anyag, rothasztott iszap) lesz (Bányai et al. 2009; Kárpáti, 2002).

C és N eltávolítás a szennyvíztisztításban



6. ábra A lakossági szennyvíz szerves C és N eltávolításának általános sémája.



7. ábra Az anaerob és aerob szennyvíztisztítás átalakításai és fajlagos iszaphozama.

Anyag és Energiamérleg / LEÉ

Energiafogyasztás:
1500-2000 kcal/főnap

	Energia (Kcal/fő/nap)	Víztartalom (%)
Szennyvíz: 110 g KOI/fő/nap (3.5Kcal/g KOI) 90 g szerves a. (42-45 g KOI denitrifikálásra)	~400	99,8-99,9
Vegyes szv. iszap: 60 g KOI 45 g szerves a. 11 g szervesetlen a.	~220	82-98
Rothasztott iszap: 30 g KOI 22,5 g szerves a. 18 g szervesetlen a.	~110	72-96
Komposztálás: 15 g KOI 11,5 g szerves a. 20 g szervesetlen a.	~60	35-40 vítelenített

Diagram details:
 - An arrow labeled "O₂ 35 Kcal / nap" points from the "Vegyes szv. iszap" row to the "Szennyvíz" row.
 - A bracket labeled "110 Kcal" spans the "Vegyes szv. iszap" and "Rothasztott iszap" rows.
 - From the "110 Kcal" bracket, two arrows point to "2/3" and "1/3 Hő".
 - An arrow labeled "1/3 Hő" points from the "Rothasztott iszap" row to the "Komposztálás" row.

8. ábra Az anyag és energiaátalakulás a lakossági szennyvíz tisztításánál.

A lakossági szennyvíztisztítók rothasztóiban a koncentrált iszap megfelelő előmelegítése annak az energiatartalmából biztosított. Az 5 % lebegőanyag, s abban 80 % szerves anyag (40 g/l) KOI egyenértéke ugyanis 60 g/l, azaz 60000 mg KOI/l. Ennek ugyan csak fele alakul metánná, de az is 7-8-szorosa a melegítéshez szükséges energiamennyiségnek. A szennyvíziszap rothasztása ezért is alapvető szükséglet. A mintegy 5 % lebegőanyag tartalmú nyersiszap hidraulikus tartózkodási idejének a rothasztóban 25 nap körülinek kell lennie a kellő kirothadáshoz. Ez 5 % szárazanyag (4 százalék szerves anyag) tartalmú eleveniszap szerves anyaga mintegy 50 %-ának (20 kg szerves anyag/m³ = 30 kg KOI/m³) a metánná alakulása esetén mintegy 1,2 kg KOI/m³ d szerves anyag biometanizációját jelenti (biológiai terhelés) (Thury, 2010). Ugyanakkor a hidraulikai terhelés az ilyen rothasztókban minimális, 0,04 m³/m³d. A biometanizáció sebessége 55°C hőmérsékleten megduplázható, azonban lényegesen drágább a berendezés kiépítési költsége.

A maximális energiatermelés érdekében preferálnánk is a lehetséges maximális biológiát megelőző szennyezőanyag előülepitést, fizikai-kémiai szerves anyag immobilizálást, amivel 30-40 %-al csökkenthető az eleveniszapos biológiai

rendszer térfogata, s jelentősen növelhető a tisztítás fajlagos metán és elektromos energia kihozatala. Azonban igen fontos szempont az energia optimális visszanyerésénél az is, hogy az eleveniszapos vonalra maradjon megfelelő szerves anyag mennyiség (KOI/TKN-arány) a denitrifikációhoz (nitrogéneltávolítás). Ellenkező esetben a nitrogéneltávolítást kell bonyolultabbra, beruházás igényesebbre tervezni. A kis méretű telepeken (kisebb 20000 LEÉ) így sem gazdaságos jelenleg még az anaerob iszaprothasztás kiépítése. Költségessé teszi azt maga a rothasztó és gáztározó, de viszonylag drága az ahhoz szükséges gázmotor-generátor együttes is.

A lakossági szennyvizek ilyen tisztításánál további költségnövekedést okozhat, ha nincs kiépítve megfelelő levegő beviteli kapacitás. Ilyenkor időleges megoldás lehet a tiszta oxigénnel, vagy nagyobb oxigénkoncentrációjú levegővel történő levegőztetés. Ezt azonban a mintegy két-háromszoros fajlagos költsége miatt csak kritikus helyzetekben (rövid ideig tartó időszakos túlterhelés) alkalmazzák. Ezek sem növelik ugyanakkor az eleveniszapos tisztítók fajlagos térfogati terhelhetőségét, ami ritkán haladja meg az 1-1,5 kg KOI/m³ értéket, tehát az eleveniszapos tisztítás relatíve nagy tisztítótérfogatot igényel.

Az iszapelhelyezés egyre fokozódó nehézségei miatt az iszaprothasztás, vagy a kis üzemek esetén magának a tisztításnak az iszapfhozam minimalizálása is egyre égetőbb kérdés. Erre vonatkozóan az ismeretek ma még meglehetősen hiányosabb. A hazai gyakorlatban is található olyan eleveniszapos üzemek, melyeknél a fajlagos iszapfhozam 0,1 kg MLSS/kg BOI₅ alatt van, míg másoknál ez 0,6-0,8 kg MLSS/kg BOI₅ értéket is elérhet. Anaerob iszaprothasztónál, ha annak az iszap feléből biogáz lesz, a nagy fajlagos iszapfhozam kedvező, Ugyanakkor ha nincs ilyen rothasztó, a nagy fajlagos iszapfhozam kedvezőtlen. Az iszapmaradékot minden esetben komposztálással célszerű stabilizálni, ami további, az iszapfhozammal arányos költségeket eredményez.

3.3 Élelmiszeripari szennyvizek és tisztításuk

Az élelmiszeriparban évtizedekkel korábban is kellően érvényesült a víztakarékosság, ma ez még fokozottabb. Általánosan jellemző, hogy szennyvizeik szerves anyag tartalma több ezer mg KOI/l egyenérték, szemben a lakossági szennyvizek általában 1000 mg KOI/l körüli szerves anyagával. Egyes élelmiszeripari ágazatok szennyvizei egységnyi térfogatában öt-tízszer annyi energia van, mint a lakossági szennyvízben. Emellett annak esetenként a 80-85

%-a is kinyerhető metánként, mert a cukor, keményítő, fehérje és zsírtartalmuk biológiailag jól bontható. A metanizációhoz ugyan egy előzetes hidrolízisre, fermentációra (savtermelés) van szükség, de ez szimultán is kivitelezhető a metanizációval. A rostanyagok (cellulóz, hemicellulóz) ugyanakkor alig hozzáférhetők a vízben mind az anaerob, mind az aerob mikroorganizmusoknak (iszapmaradék).

A lakossági-élelmiszeripari kombinált szennyvíztisztítás legnagyobb problémája értelemszerűen a tisztítás rendkívül nagy fajlagos iszaphozama. Igaz ez a fizikai-kémiai előtisztításra, és az aerob biológiai befejező tisztításra is. A lakossági szennyvíztisztítók mégis örülnek az élelmiszeripari szennyvizeknek, mert azok tisztításának a költsége jól behajtható a termelőjén. A keletkező szennyvíziszapot akár anaerob rothasztásra, akár komposztálásra is jól tudják hasznosítani, hiszen minimális a káros nehézfém tartalma. Ezen túl az élelmiszeripari szennyvíze rendszerint meleg, ami a téli időszakban javítja a tisztítást.

Az egyes élelmiszeripari ágazatok lehetőségei persze eltérőek az anaerob tisztíthatóságot illetően. A múlt század hatvanas éveinek végén vetődött fel a rendkívül könnyen bontható cukros szennyvizek tisztítására ez a lehetőség. Ezek kellően melegek és koncentráltak voltak.

Az anaerob iszaprothasztás egyébként azért alakult ki már a múlt század első felében, hogy az aerob tisztítás eleveniszap (főlösizap) mennyiségét csökkentse, s egyidejűleg energiahordozót, energiát termeljen a nehézkesen elhelyezhető, hasznosítható, nagy nedvességtartalmú iszaphulladékból (Kárpáti, 2002; Román, 2010). Az élelmiszeripari szennyvizek anaerob előtisztításának célja ezt megkerülendő az lett, hogy a szennyvíz szerves anyagából ne egy aerob iszaptermelésen keresztül, nagy veszteséggel jusson az energiához, hanem közvetlenül. Ennek azonban feltétele volt, hogy a szennyvíz elég koncentrált, netán kedvező hőmérsékletű legyen a megfelelő sebességű rothasztás (mezofil hőmérséklet ~ 35 °C körüli érték) folyamatos fenntartásához. A korábban említett iszaprothasztásnál egyébként a megfelelő hőmérséklet tartása a keletkező gáz egy részének, vagy a gázmotor hűtővizének az iszap előmelegítésére történő felhasználással lehetséges. Ugyanez az élelmiszeripari szennyvizek ilyen tisztításánál is megoldható, ha egyáltalán szükség van rá.

Elméleti számításokkal is igazolható, hogy a szennyvizek bontható KOI-jének mintegy 5000 mg/l körül kell lennie ahhoz, hogy a rothasztás autoterm lehessen. Ilyenkor a metánná alakuló 4000 mg/l KOI 14000 kcal

energiaprodukciónak jelent, ami 14°C hőmérsékletemelést jelent a szennyvíz feldolgozásánál. Ezzel már a 35°C körüli optimális vízhőmérséklet általában biztosítható. Ennél töményebb vizekből már energianyereség is elérhető.

Az élelmiszeripari szennyvizek közvetlen biometanizációjánál a szennyvizeik kis szerves anyag koncentrációja (mintegy 0,5-1 % szerves anyag tartalom) legtöbbször gondosan szabályozott hőcserét igényel, továbbá speciális iszapülepítést, reaktorkialakítást a nagyobb hidraulikus terhelés (1-3 m³/m³d) miatt jelentkező iszapkihordás megakadályozására. A cukoripari szennyvizek ilyen tisztítása során azonban bebizonyosodott, hogy a tisztítandó víz ásványi anyag összetétele, valamint a rothasztó kialakítása (hidraulikája) igen jelentős hatással lehet a keletkező iszap állagára, morfológiájára. Kedvező esetben olyan iszapgranulálódás alakítható ki az ilyen szennyvizek biometanizációjánál, amely az eleveniszaphoz viszonyítva nagy sűrűségű, 1-3 mm átmérőjű, golyószerű iszapot eredményez. Ez az iszap mintegy lebeg az úgynevezett lebegő iszapágyas (USB – feláramló iszap-paplanos), vagy fluid állapotú granulált iszapréteges (EFB – expandált fluid ágy), intenzív anaerob rothasztóban. A tisztítandó víz folyamatos feláramlásban van a keletkező biogázzal egyetemben, ami lebegésben tartja benne az iszapot. Ennek megfelelően az ilyen tisztításnál az iszap mechanikus keverésére sincs is szükség. Az iszap egyenletes tápanyag ellátását a nagy hidraulikai, biológiai és gázterhelés eredményeként, eltérően a lakossági iszap rothasztásától, biztosítja a feláramló folyadékkal és gázzal, valamint a fluid állapotú iszapgolyócskákval történő folyamatos keverés.

Az iszap sűrűsége következtében az ilyen anaerob szennyvíztisztítóknál az iszap koncentrációja a 60 g/l körüli átlagos értéket is elérheti, az eleveniszapos tisztítók maximálisan 6-8 g/l értékével szemben (Lettinga et al., 1980). A relatív iszapterhelés változatlanul tartása esetén is a tisztító térfogati teljesítménye (KOI eltávolító kapacitása) ezért mintegy megtízszereződik az eleveniszaposéhoz, valamint az anaerob iszaprothasztókéhoz képest.

Napjainkra bebizonyosodott, hogy ilyen szennyvizek anaerob granulált iszappal történő biometanizációjánál a térfogati teljesítmény KOI eltávolításban akár a 15-30 kg KOI/m³ d értéket is elérheti. Persze biztonságosabb azokat 10-15 kg KOI/m³ d körüli terheléssel üzemeltetni. Ezzel egyidejűleg a szennyvíz átlagos tartózkodási ideje az anaerob iszaprothasztók 25 napjával szemben fél-egyharmad napra csökken. Ez teljesen más reaktorkialakítást igényel a két nagyságrenddel lecsökkent átlagos hidraulikus tartózkodási idő miatt. A fenti

adatokból nyilvánvaló, hogy az ilyen intenzív anaerob szennyvíztisztítók fajlagos gázhozama is ugyancsak jelentős a hagyományos iszaprohasztókéhoz képest. Minden kg eltávolított KOI-ból ugyanis $0,33 \text{ Nm}^3$ metán keletkezik. A biogáz metán tartalma átlagosan 60-70 % körüli. Ebből az intenzív anaerob tisztító térfogat-fajlagos gáztermelése $5-7,5 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{d}$. Mivel a biogáz fűtőértéke $7000 \text{ kcal}/\text{m}^3$ is lehet a nagy metántartalma miatt, a fajlagos energia kihozatal a 35-52 ezer $\text{kcal}/\text{m}^3\text{d}$ értéket is elérheti.

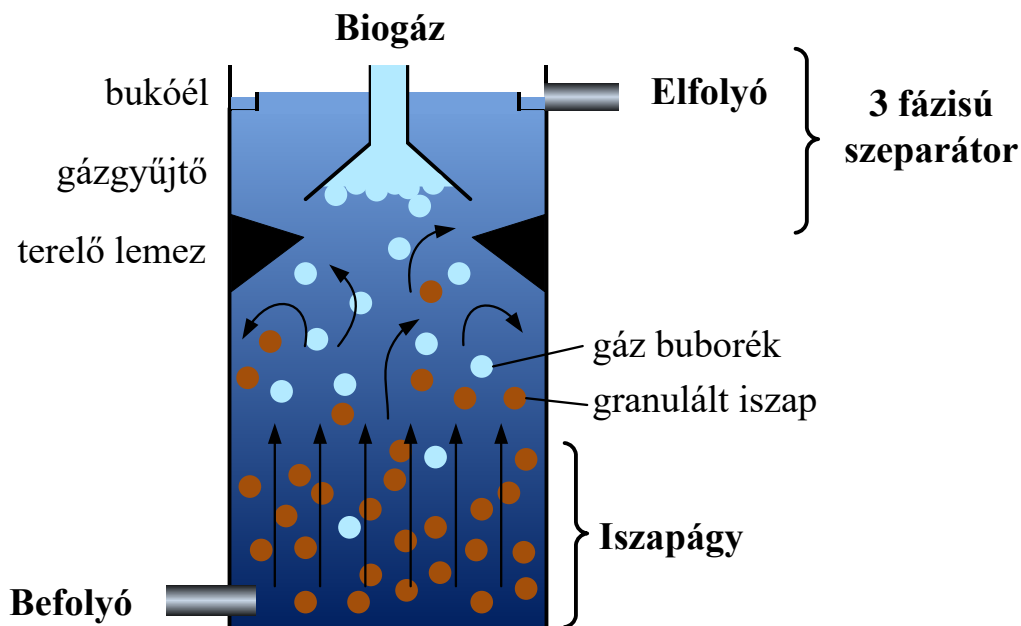
A nagy fajlagos térfogati kapacitás (teljesítmény) eléréséhez az anaerob reaktorokban a következő feltételeket kell biztosítani:

- (1) Életképes, nagyon aktív anaerob iszaptömeg (granulálódott iszap) fenntartása.
- (2) Az iszap és a szennyvíz közötti megfelelő érintkezés biztosítása a szemcséken belüli és a folyadék és iszapfázis közötti anyag-transzpor biztosításával.
- (3) Megfelelő környezeti tényezők fenntartása (hőmérséklet, pH, makro- és mikro-tápanyagok jelenlétének biztosítása, toxikus és/vagy gátló komponensek kritikus koncentrációinak kizárása).

Ilyen feltétel mellett a gyakorlatban az anaerob baktériumtársulások specifikus aktivitására káros hatással lehetnek az anyagcseréjük közbenső és végtermékei is. A „kedvező környezeti feltételek” követelménye minden mikroorganizmus csoportra érvényes, amelyek részt vesznek a szerves anyagok átalakításokban (összetettebb szerves anyagok hidrolízise, savakká, hidrogénné, széndioxiddá, metánná alakítása). Az immobilizált baktérium-aggregátumokban kialakuló „pórusok” tartalmazzák a nagyon változatos baktériumtársulásokat így azokban általában nagyon specifikus környezeti adottságoknak kell, kialakulni. Ez különösen kiemeli a lebontási folyamatokhoz szükséges kiegyensúlyozott mikroorganizmus-társulás, mikro-ökorendszer megfelelő immobilizációjának rendkívüli fontosságát.

Az anaerob iszapréteges (ASB), majd feláramló anaerob iszapréteges (UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket) technológiát 1980-tól alakították ki (Lettinga et al, 1980). Az UASB reaktor megnevezés és elv alapja, a kiváló ülepedésű anaerob iszap, melynél a mechanikai keverést az üzemeltetésnél teljesen mellőzni lehet. Ennél a betáplált szennyvíz és a keletkező biogáz feláramlása megfelelő keverést biztosít a rendszerben. Az iszap-aggregátumok döntő része, melyek a biogáz keletkezésének és beállított folyadéksebességnek megfelelően, diszperz (granulált) állapotban lesz az iszaprétegben, hosszú időátlagban

helyben marad, s nem kerül ki a folyadékkal a reaktortérből. A biogázt természetesen el kell különíteni, vezetni a rendszerből, melyet az ilyen rendszereknél a reaktor felső részében kialakított gázgyűjtő szerkezet biztosítja. A gázgyűjtő valójában a reaktor felső részében kiépített gázfogó és ülepítő. Az ülepítő részben (gáztalanító és ülepítő) a kisebb iszap aggregátumok (iszappelyhek és szemcsék) ismételten összetapadnak, kiülepednek és a ferde lemezekon visszacsúsznak a reaktor aktív zónájába. A termelődő biogáz az ülepítő tér feletti gázkupolából kerül elvezetésre. A folyadék felületén rendszerint vékony habréteg stabilizálódhat. A gáz-folyadék szeparátor az anaerob iszapréteges reaktorok nélkülözhetetlen tartozéka (9. ábra).



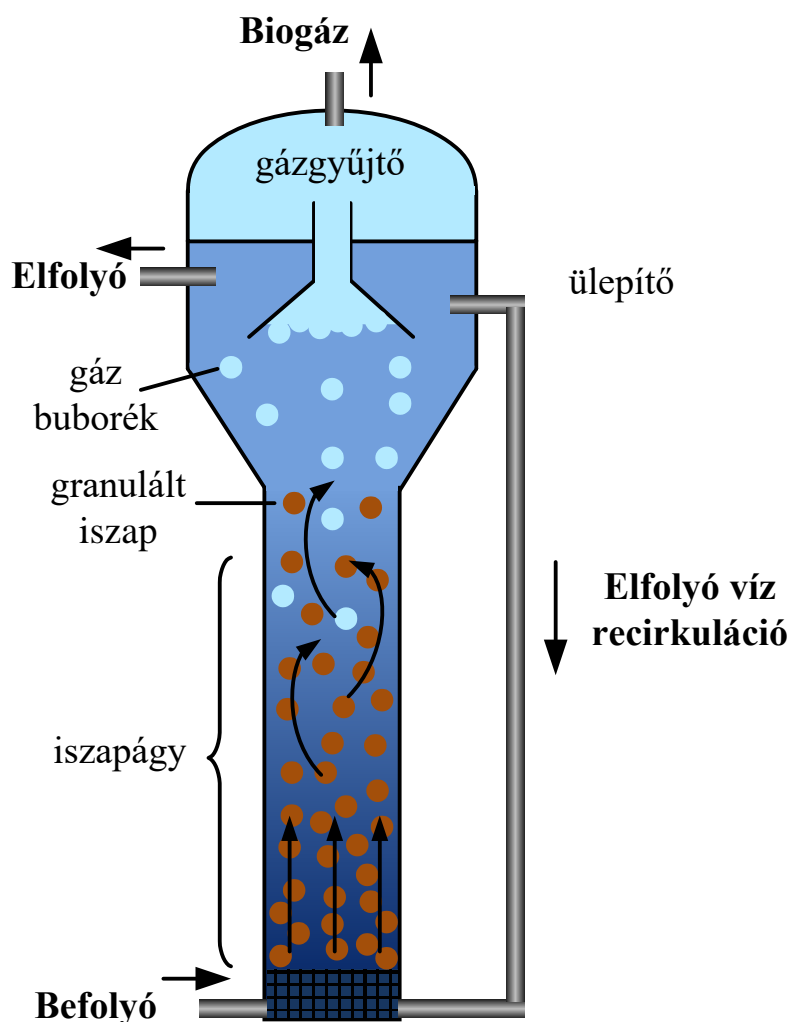
9. ábra Feláramló anaerob iszapréteges reaktor (UASB)

Nagy hidraulikai terhelhetőség (max. 2 m/h feláramlási sebesség), nincs mechanikai keverés (betáplálás és keletkező gáz elegendő) Továbbfejlesztése:

IC-UASB

Az expandált granulált iszap ágyas (EGSB) reaktoroknál az iszap sokkal keményebb, nehezebb szemcsés aggregátum, ami sokkal nagyobb feláramlási sebességgel működhet. A gáz-folyadék szeparátort azonban ezeknél is kellő biztonsággal kell tervezni, hiszen az iszap aggregátumok ülepedő képessége esetenként jelentősen romolhat. Minél kisebb egyébként a granulálódó biomassza keletkezése (specifikus mikroorganizmus együttes keletkezése az adott szennyvízből), annál fontosabb a gáz-folyadék szétválasztó szerepe a tisztításnál. A fő különbség az EGSB és az UASB rendszerek között, hogy az EGSB reaktorban kizárólag granulált iszap van és lényegesen nagyobb abban az üres keresztmetszetekre alkalmazott folyadéksebesség, ami 5-10 mh⁻¹, sőt néha

20 $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$ is lehet. Az UASB reaktorban ugyanez az érték maximálisan csak 2 $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$ -ra emelkedhet, fölötté az iszapkihordás már végzetessé válhat. Az EGSB reaktorok a nagy folyadéksebesség miatt magasabb kiépítésűek, mint a lebegő iszappaplanos változatok (10. ábra). Az utóbbi évtizedek során továbbfejlesztették az EGSB rendszert úgynevezett feláramló fluidizált ágyas (UFB) rendszerré (Zoutberg et al., 1997), sőt belső recirkulációt is alkalmaznak az UASB (IC-UASB, azaz belső recirkulációs UASB) reaktoroknál. Az utóbbi megoldásnál a reaktorgáz döntő hányadának az elvételéhez a reaktor fele magasságában egy gázkollektort építettek a reaktorba. Ennek a folyadék-szilárd-gáz keverékéből a gázt szeparálják, az iszapos folyadékot pedig visszavezetik a reaktor aljára.



10. ábra Expandált granulált iszap ágyas reaktor (EGSB)
5-10, de néha 20 $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$ feláramlási sebesség. Geometriája miatt helytakarékos,
továbbfejlesztése UFB-EGSB

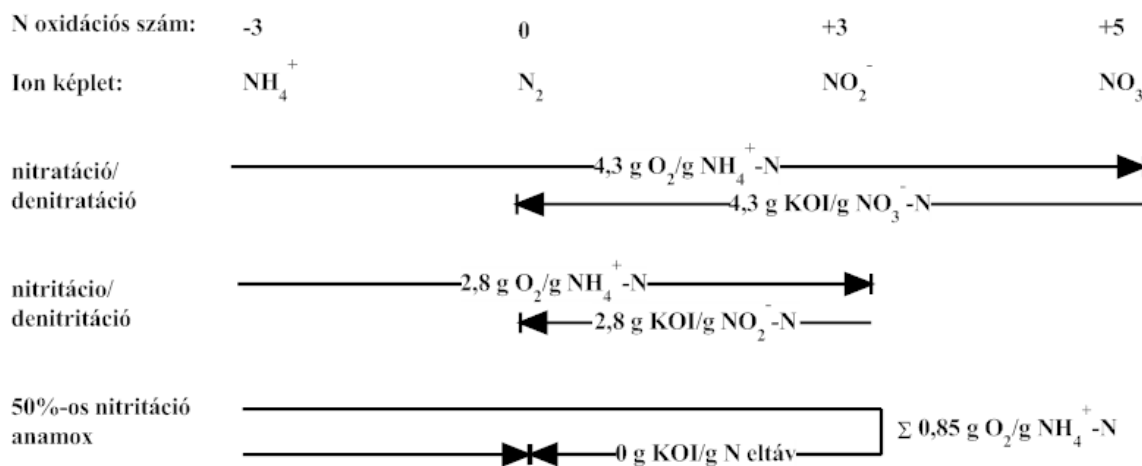
A rendkívüli aktivitású iszap kialakítását és szükséges visszatartását, fenntartását az ASB rendszerekben csak megfelelően jól kiegyensúlyozott mikroorganizmus rendszerrel, immobilizált bakteriális ökoszisztémával lehet elérni. Az anaerob lebontás során többféle szintrópikus átalakítási reakció egyidejűleg megy végbe, ezért az ahhoz szükséges mikroorganizmus együttes kialakítása elengedhetetlen. Csak így lehet kiküszöbölni, pontosabban minimalizálni az lebontás közti termékeinek a nagyobb koncentrációban egyértelműen káros hatását, optimalizálni a teljes rendszer környezeti feltételeit, mint pH-t, redox potenciált, stb.

Az intenzív anaerob rothasztók granulálódó iszapját ma már átoltással biztosítják, ami a környezet függvényében lassabban-gyorsabban szaporodik. Kedvezőtlen környezetben, mint a bőripari, vagy a nagy kalcium tartalmú papíripari szennyvizek elszaporodása lassúbb, s az utóbbiaknál a kiváló vízkő a mikroorganizmusok túlzott „felhígulását” is eredményezheti. A jó minőségű, nagy sűrűségű granulált fölös iszap ugyanakkor ideális oltóanyag az új üzemek indításához, még abban az esetben is, ha a kezelendő szennyvíz szignifikánsan eltérő összetételű, koncentrációjú (Lettinga et al., 1999).

3.4 Nitrogéneltávolítás problémái napjainkban

A fentiekből nyilvánvaló, hogy az anaerob tisztítás, iszaprothasztás vízfázisában az abba bejutó nitrogéntartalom (ammónium és szerves nitrogén) döntően ammóniumként marad jelen. Ennek, valamint a maradék oldott szerves anyagoknak az eltávolítása csakis aerob eleveniszapos, vagy biofilmes, netán hibrid rendszerrel lehetséges. Az ammónium tartalmat előbb oxidációval a mikroorganizmusok nitritté, majd nitráttá alakítják, s azokból lehetséges a víz szerves anyag tartalmának, vagy külső szerves tápanyagnak a hasznosításával a nitrit és nitrát nitrogénné történő redukciója. Az ammónium eltávolítása ezen túl úgy is történhet, hogy az ammóniumnak csak a felét oxidálják nitritté, s utána egy speciális mikroorganizmusfajta a maradék ammóniát a nitrittel összekapcsolva alakítja az elemi nitrogénné (ANAMMOX – Abma et al, 2007; Szatkowska et al, 2007; Wett, 2007).

A szennyvíztisztítás nitrogén átalakítási folyamatait jól követhetjük a 11. ábra segítségével, amelynek segítségével a nitrogéneltávolításhoz szükséges oxigénigény jól számolható, illetőleg KOI igény is megbecsülhető (Fazekas et al, 2008).



11. ábra Különböző biológiai nitrogén eltávolítási utak oxigén és szerves anyag igényei.

A 11. ábra alapján könnyen belátható, hogy a legkisebb oxigénigény az ANAMMOX megoldásnál jelentkezik, sőt annál szerves tápanyagra sincs szükség, hiszen mindegyik részfolyamatot autotrof mikroorganizmusok biztosítják azt. Az anammox fajok azonban a nitrifikálóknál is tízszer lassabban szaporodnak, s előtte a megfelelő ammónium/nitrit arányt megelőző biológiai lépésben kell előállítani. Ennek ellenére ma már egy reaktoros technológiáik is működnek a fejlettebb országokban akár 1-2 kg N/m³d nitrogéneltávolítást is biztosítva. Ezt is az intenzív anaerob szennyvíztisztítás anaerob granulált iszapjához hasonló morfológiájú tenyészet kialakításával sikerült intenzifikálni. A lakossági eleveniszapos tisztításnál ez 0,15 kg N/m³d fajlagos teljesítménnyel megy csupán, s legalább 6-os KOI/TKN arány esetén tudja csak a nitrogéneltávolítás biztosítani az elfolyóra előírt 10 mg TN/l határértéket. Elméletileg 4,3 g KOI/g NO₃-N a fajlagos szerves anyag igény a lakossági eleveniszapos rendszereknél, azonban mellette a heterotrófok is mindig felhasználnak a nitrifikáció mellett közvetlen szerves anyag oxidációra valamennyi oxigént. Az ANAMMOX kiépítése azonban lakossági szennyvíztisztításnál csak a rothasztó iszapvízére lehetséges. Ez mintegy 15-20 %-al növelheti a nitrogéneltávolítás mértékét. Hazánkban két éve épült meg az első ilyen iszapvíz nitrogénmentesítő technológia (Wett, B. 2007) Zalaegerszegen.

Egyszerűbb, oxigén és szerves anyag takarékosabb az ammónium nitrité oxidálása (AOB), majd megfelelő mennyiségű KOI-vel a nitrit nitrogénné redukálása heterotrófokkal. A nitrit oxidációját (NOB) azonban nehéz leállítani a rendszerben. A hőmérséklet (30-35 °C), a DO koncentráció (<0,2-0,3 mg/l), a pH

és a nitrit koncentráció (ciklikus tápanyag betáplálás) gondos szabályozásával biztosítható az. A ciklikus betáplálás egyben ciklikus nitritációt és denitritációt is jelent. A denitritációhoz megfelelő lehet segédanyag ciklikus adagolása, vagy a nyersvíz KOI/TKN arányának a gondos, vagy véletlenül optimális beállítása is. Működnek üzemek rothasztott iszap ilyen nitrogéneltávolítására 5 körüli KOI/TKN aránnyal is (Ahn et al, 2004), de idehaza is működik nitritáció/denitritáció szűrt sertéstrágyalé nitrogénmentesítésére 3 körüli KOI/TKN aránnyal is (Hajdúszoboszló). Ezeknél az N eltávolítás a lakossági eleveniszapos rendszeréhez képest 3-4-szeres térfogati teljesítményű lehet. Az elméleti KOI/TKN igény egyébként 2,8 körüli, de éppen a közvetlen heterotrof oxigénes oxidáció miatt ez nem elégséges.

3.5 Összefoglalás

A bemutatott technológiai változatok jól érzékeltethették, hogy a szennyvíztisztításban milyen jelentős energiakinyerésre, újrahasznosításra van lehetőség a szerves anyag anaerob biometanizációjával. A lehetőség alkalmazása ugyanakkor egyértelműen a szennyvíz összetételének, szerves anyag koncentrációjának a függvénye. A nitrogén eltávolításánál ennél fajlagosan kisebb energia mennyiség takarítható csak meg az újszerű megoldásokkal, azonban azokkal a lakossági és ipari szennyvíztisztításnál is jóval kisebb nitrát kibocsátás biztosítható. Speciális ipari szennyvizeknél, mint a hígágyalevek, vagy a vegyes tápanyagra kialakított ipari biometanizálók, a nitrogéneltávolítás esetében is igen jelentős fajlagos költségmegtakarítás jelentkezik.

3.6 Hivatkozások

- Abma, W. R., Schultz, C. E., Mulder, J. W., van der Star, W. R., Strous, M., Tokutomi, T., van Loosdrecht, M. C. (2007) Full-scale granular sludge Anammox process. *Wat Sci Tech*, 55 (8-9) 27-33.
- Ahn, Y. H., Hwang, I. S., Min, K. S. (2004) ANAMMOX and partial denitritation in anaerobic nitrogen removal from piggery waste. *Wat Sci Tech.*, **49** (5/6) 145-153.
- Bányai, Zs., Fazekas, B., Pitás, V., Kárpáti, Á. (2009): A szennyvíztisztítás energia-hatékonysága, *Műszaki Kémiai Napok, Veszprém, 2009. április 20.* Kiadvány 35-39.

- Fazekas, B., Thury, P., Kárpáti Á. (2008) A vízből történő ammónium eltávolítás múltja, jelene, távlatai. MASZESZ Hírcsatorna, 2008 (1-2) 3-9.
- Kárpáti, Á. (2002) Anaerob szennyvíziszap rothasztás. 1-18. Szennyvíziszap rothasztás és komposztálás - Tanulmánygyűjtemény (No. 6.) Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék.
- Lettinga, G., Hulshoff Pol, L. W., Van Lier, J. B., Zeeman, G. (1999) Possibilities and Potential of Anaerobic Wastewater Treatment Using Anaerobic Sludge Bed (ASB) Reactors (In: Biotechnology 2nd Ed. V. 11a, Wiley, 517-527.
- Lettinga, G., Van Velsen, A. F. M., Hobma, S. W., De Zeuw, W. J., Klapwijk, A. (1980) Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment. Biotechnol. Bioeng. **22**, 699-734.
- Román, P. (2010) Mezofil rothasztók szabályozása az Észak-pesti szennyvíztisztító telepen. Diplomadolgozat, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Szak, Veszprém.
- Szatkowska B., Cema G., Plaza E., Trela J., Hultman B. (2007) One-stage system with partial nitritation and Anammox processes in moving-bed reactor. Wat Sci Tech., **55** (8-9)19-26.
- Thury, P. (2010) Az anaerob iszaprothasztás után keletkező iszapvíz minősége és annak hatása a tisztítás főágára. PhD. Disszertáció, Pannon Egyetem, Veszprém
- Wett B. (2007) Development and implementation of a robust deammonification process. Wat Sci Tech., **56** (7):81-88.
- Zoutberg, G. R. – Heynekamp, K. – Versprille, B. I. (1997) Anaerobic treatment of chemical wastewater in biobed EGSB-reactor. Proc. 8th Int. Conf Anaerobic Digestion, Sendai, Japan, May 25-29, 175-182.

4 Szennyvíztisztítás és élelmiszer alapú biogáz-gyártás energia és iszapmaradék problémái

Fazekas Bence, Gulyás Gábor, Kárpáti Árpád
Pannon Egyetem, Környezetvédelmi Intézet

4.1 Bevezető

A problémák összehasonlítása látszólag értelmetlen, hiszen az egyik technológia kizárólag a lakosság által már döntően megdolgozott élelmiszer, egyéb kemikália tisztítási maradáknak az energetikai tovább feldolgozása, hasznosítása, míg a másik a mezőgazdaság által termelt, döntően élelmiszerként hasznosítható növények, vagy hulladékaik közvetlen energetikai és kapcsolódó hasznosítása. Kondenzált, koncentrált maradékok persze egyformán kedvezőtlen melléktermék, amit megfelelően ártalommentessé, célszerűen újrafelhasználhatóvá kell tenni. A két technológia, s maradékaik is nagyon eltérőek. Az utóbbiak hasznosításuk is nagyon különböző, holott mindegyik ugyanazt a lehetőséget, a talajok tápanyag tartalmának növelését igyekszik biztosítani. Talán ezért lehet érdemes teljes vertikumuk összehasonlító áttekintése.

4.2 A szennyvíztisztítás nyersanyaga, lehetősége, feladata

Alapvető feladata a szennyvíz tisztításának az emberiség egészségi kockázatának, környezete felszíni vizei szerves anyag és növényi tápanyag terhelésének csökkentése, biológiai állapotuk javítása. Áttételesen ugyanis azok lesznek növénytermesztésünk öntözővizei, de akár közvetlenül a lakossági ivóvíz ellátás nyersvíz forrásai is lehetnek. Napjainkban a tisztítást kiegészíti a szerves anyag szennyezésük optimális újrahasznosítása is, hiszen az megújuló energia. Sajnos a lakossági szennyvíziszapokban sok, a talajra, növényzetre kedvezőtlen anyag is koncentrálódhat, mint a nehézfémek, le nem bomlott háztartási vegyszerek, gyógyszerek és származékaik. A szennyvíz tisztítása ezért a vízfázis tisztítása mellett a szilárd iszapmaradék megfelelő tisztítását, tovább feldolgozását is biztosítani kell hasznosítása érdekében, különben marad arra a messze haszontalanabb égetés.

A szennyvízbe kerül napjainkban a lakosság által elfogyasztott élelmiszer mintegy negyedének megfelelő maradéka (anyag és energia) a legkülönbözőbb szerves vegyületek formájában. Ehhez jön az élelmiszerek ipari és házi

előkészítésből, valamint egyéb tevékenységekből közcsatornába kerülő szerves anyag, illetőleg annak az energiatartalma. Ezek a szennyvíztisztítóba érkeve a közcsatornában biológiailag valamelyest előkezelt, aprított, részlegesen átalakított, hidrolizált (vizelet, széklet), ammónifikált, illetőleg oldott és finom lebegő állapotban jelennek meg. A tisztítóban jelentkező energiatartalmuk lakosonként és naponta átlagosan 400 kcal, a fejenkénti napi energiafogyasztásunk mintegy negyede.

A szennyvíz szerves anyag koncentrációja, s azzal arányos energia tartalma a kémiai oxigénigénnyel (KOI) mérhető. Növényi tápanyag tartalmukat az összes redukált nitrogén és összes foszfor koncentrációjuk mutatja. Az ammónium oxidációja a tisztításnál elhanyagolható energiaveszteség, a foszfor pedig a tisztítás során mindvégig foszfát formájában lesz jelen, így energetikailag inertnek tekinthető, annak ellenére, hogy a biológiai folyamatoknál az ADP - ATP átmenetek révén éppen az energiaátvitel kulcsszereplője.

Fizikai állapotukat tekintve a szerves anyagok mintegy 1/3 része durva lebegő (~1 mikronnál nagyobb), 1/3 része ennél is kisebb méretű, önmagában nem ülepedő, finom kolloid állapotú, 1/3 része oldott. Kémiaileg ugyanakkor aerob környezetben minimálisan átalakítható cellulóz rostok, továbbá ilyen környezetben biológiailag döntően hasznosítható szénhidrátok, fehérjék, zsírok. A durva lebegő részeik egy-másfél órás ülepitéssel elválaszthatók az oldott és finom kolloid részekről. Ez a 0,45 mikronnál nagyobb részek kétharmad részének a vízfázisból történő kivonását jelenti. Ez a fizikai tisztítási lépcső a szennyvíztisztítás első fokozata. A további 2/3 résznyi szennyezőanyag annak a biológiai átalakítását, széndioxiddá és szennyvíziszappá alakítását követően az utóbbi szeparációjával kerül ki a szennyvízből.

A növényi tápanyagok (**N és P**) közül a redukált nitrogén mintegy 2/3 részében oldott ammónium – a vizelet karbamidjából igen gyorsan ammonifikálódik -, míg 1/3 része a fehérjékből lassan, a mikroorganizmusok tevékenysége eredményeként hidrolizál, bomlik aminosavakká, ammóniummá, illetőleg részben kerül felvételre és beépítésre ezekbe a mikroorganizmusokba. Oxidált nitrogénforma (nitrit, nitrát) a szennyvízbe csak a talajvíz beszűrődésével kerülhet, vagy ipari szennyezésként. Esetleg a közcsatornában keletkező bűz megelőzésére, csökkentésére is adagolhatják. A nitrát a közcsatornában döntően nitrogénné alakul. A foszfornak az ammóniumnál is nagyobb hányada kerül a vizelettel, oldott formában a szennyvízbe, de mellette jelentős a mosószerekkel a szennyvízbe kerülő mennyisége is.

A tisztán lakossági szennyvíz átlagos összetétele a lakosegyenértékkel (LEÉ) és a lakosság fajlagos vízfelhasználásával kellő biztonsággal számolható. Az utóbbi folyamatos csökkenésének eredményeként szennyvizeink napjainkban töményednek. A LEÉ egy átlagérték, melyből a lakosonkénti szerves anyag és tápanyag-terhelés, illetőleg azok arányai egyértelműek. A szerves anyagot a vele arányos kémiai és biológiai oxigénigényével (KOI és BOI₅) véve számba, mennyiségeik (s ezzel arányaik is) az N és P tartalommal összevetve a következők: 110 g KOI, 60 g BOI₅, 13 g TKN és 2 g P lakosonként, naponta. A KOI egyben energiatartalom is, így jól mutatja az oxidáció energiatermelését, illetőleg a szennyvízből azzal kikerülő energiahányadot. Az eredeti energia (átlagosan 400 kcal/főd) fele kerül ilyenkor az oxidációval veszendőbe. Ez a tisztított víz hőmérsékletét emeli meg, azonban csak kevesebb, mint egy Celsius fokkal. Az energia másik fele a szennyvíziszap élő és elhalt mikroorganizmusainak, maradékainak az anyagába kerül.

4.3 A szennyvíz tisztítása a szennyvíztelepen

Előüleptítés és hatása: A szennyező szerves molekulák a közcsatorna anaerob környezetében kisebb molekulákra hidrolizálnak. A rostos részek és a nehezebben hidrolizáló fehérjék, zsírok jó része durvább méretű marad, s a szennyvíztisztítóba érkezve minimális költséggel kiüleptíthető a vízből. Ez a rész, a szerves szennyezőanyagok mintegy 30-50 %-a a tisztítómű gravitációs előüleptítőjében primer, vagy nyers iszapként kerül elválasztásra az oldott és finom kolloid részekről. Ugyanitt a szeparáció akár 70 %-ig is fokozható a finom kolloid rész koagulánsok, nehezítő anyagok segítségével történő kiüleptítésével, netán flotációjával. Ekkor azonban a redukált nitrogénnek csak mintegy a 10-20 %-a kerül ki az iszappal a szennyvízből, hiszen az oldott ammónium benne marad. A foszfortartalom vegyszeres kicsapatás nélkül alig csökken ebben a lépcsőben, ugyanakkor alumínium, vas koagulánsokkal csaknem teljesen mennyisége eltávolítható a szennyvízből.

A szennyvíz összetétele azonban az előüleptítést követően sem biztosítja, hogy a szerves anyagból keletkező biomassa a teljes redukált nitrogén és foszfortartalmat magába építhesse. Ehhez a KOI:N:P aránya közelítőleg 100 : 3 : 1 kellene, legyen. Mint látható, az előüleptített szennyvízben ez 70 : 11 : 2 lesz. Lényegesen csökkenthető azonban az előüleptítéssel a biológia oxigénigénye, ami a tisztítás legnagyobb költségtétele. Ugyanakkor napjaink denitrifikációs igénye ilyen kis KOI : TKN esetén csak bonyolultabb technológiával, üzemeltetés szabályozással, számottevő többlettápanyag adagolással és költséggel teljesíthető.

A nem ülepedő szerves anyag biológiai átalakítása: A lakossági szennyvizek biológiai tisztítása a hideg víz miatt szinte kizárólag aerob, s az utóbbi évekig biofilmes és eleveniszapos megoldással alakította a szerves szennyezőket részben széndioxiddá, részben mikroorganizmus tömeggé. Ezt a munkát a szerves anyagok oxigénnel történő átalakítására képes heterotrof mikroorganizmusok végzik. Az ekkor termelődő iszapmennyiség tömegében mintegy az eredeti szerves anyag mennyiség harmada, KOI-ben mérve közel a fele lesz. Mint már jeleztük, a szerves anyag energiájának felét itt többletmunka befektetéssel -oxidációval- elpocsékoljuk, széndioxiddá égetve hő és légszennyezéssé alakítjuk. A másik fél rész (primer és szekunder iszap) anaerob rothasztásával viszont annak a feléből metánt, újrahasznosítható energiát tudunk előállítani.

A biológiai átalakítás után az iszapot a tiszta víztől elválasztva egy részét folyamatosan recirkuláltatni kell (mikroorganizmusok sokszori hasznosítása, maximális biológiai teljesítmény a „reaktorban”). Többlet mennyiségébe, vagy hozamába, az úgynevezett fölösiszapba viszont csak a redukált nitrogén negyede-ötöde, a foszfortartalomnak pedig a fele-harmada épül be. Az iszap rothasztása után az iszapban maradó nitrogén még ennek a hányadnak is csak a fele lesz. Más kérdés, hogy a tisztított víz ammónium, összes nitrogén és foszfor tartalmát is megfelelő (előírt) határérték alatt lehet, és kell tartani alkalmas technológiákkal. Ez az igény elég bonyolult, térben ciklikus technológiák kifejlesztését eredményezte az elmúlt száz év alatt. A szabályozás fejlődésével azután az utóbbi fél évszázadban ezeknek a megoldásoknak az időben ciklikus változatai is kialakításra kerültek, esetenként az utóülepítést is a biológiai reaktorban, pontosabban annak egyik időciklusában végezve (szakaszos betáplálású, üzemű szennyvíztisztítók -SBR-). Ilyen ülepítés ugyanakkor nem alkalmazható az integrált biofilmes – eleveniszapos rendszerekben, ahol a biofilm, illetőleg hordozója zavarja az ülepítést, valamint a foszforciklus kialakítását.

Redukált nitrogén többlet (vizek állatvilágára toxikus ammónium) átalakítása: az iszap más mikroorganizmus csoportjaival, a nitrifikálókkal a többletnek a döntő részét nitráttá oxidáltatják. A nitrátot azután a szerves anyagot oxidáló heterotrof fajok oxigén hiányában nitrogénné redukálják, egyidejűleg hasznosítva a nitrát oxigéntartalmát a korábban említett szerves anyag oxidációra. A nitrátból felszabaduló oxigén elfogyasztása azonban jelentős mennyiségű szerves anyagot igényel. Minden gramm nitrát-N-re 4,3 g KOI egyenértéket. A fent említett előülepített szennyvíz 70/11, tehát mintegy 6,5 KOI/TKN aránya így elég kedvezőtlen a folyamatokhoz, hiszen a denitrifikáció

szerves anyag igényét nehezen tudja biztosítani. Az ammónium oxidációjával egyidejűleg a levegőztetett medencében ugyanis a szerves anyagot a levegő oxigénjével oxidáló heterotrofok nagy sebességgel fogyasztják azt a szennyvízből. Ezért kell a denitrifikációnak a nitrifikált iszapos víz recirkulációval (elődenitrifikáció) megelőznie a levegőztetést (nitrifikáció). Az autotróf nitrifikálók és heterotróf szerves anyag oxidálók egyensúlyának biztosítása ezért az eleveniszapos szennyvíztisztítás alapvető, teljesítmény meghatározó feladata. Ezt a gyorsabban szaporodó heterotrofok relatív tápanyag ellátottságának korlátozásával, vagy a gyakorlatban az annak megfelelő iszapkor szabályozásával lehet elérni.

Foszfortöbblet eltávolítása: A klasszikus szerves anyag és nitrogéneltávolító technológiák iszapjába csak 1-1,5 % foszfor épül be. A többletet vagy vegyszerekkel lehet alumínium-, vagy vas-foszfátként kicsapatni a vízből, vagy speciális szerves anyagot (kis molekulatömegű illósavakat) hasznosító, többletfoszfor akkumulációra képes mikroorganizmusok elszaporításával lehet biztosítani. Ezekkel az iszap foszfor tartalma 4-5 %-ra is növelhető. Sajnos a vegyszeres foszfát kicsapásakor a vegyszerekből hidroxid iszap is keletkezik, amely kedvezőtlenül alakítja a tisztítás iszaphozamát, annak a feldolgozási költségeit, hasznosítási lehetőségeit. Ettől függetlenül, napjaink gyakorlatában a kisebb szennyvíztisztító telepeken a vegyszeres megoldás alkalmazása még elkerülhetetlen.

Biológiában termelődő szekunder iszap, és makromolekulák szeparációja: Az oxidációnál keletkező szekunder iszapot megfelelő utóülepítéssel, vagy mechanikus szűréssel (ultraszűrés) lehet elválasztani a tisztított víztől. Mindegyik esetben az igényeknek megfelelő (< 35 mg/l) maradék lebegőanyag biztosítható a tisztított vízben. Ez nem okoz jelentős zavarosságot abban, s KOI-je (1,5 g KOI/g iszap szárazanyag) sem jelentős. Mellette még oldott makromolekulák, vagy fél mikronnál kisebb méretű lebegő részek is maradnak a vízben, de velük együtt az összes KOI rendszerint 50-75 mg/l alatt marad. Ultraszűrés esetén (0,01-0,02 mikron) a maradék KOI 10-20 mg/l közötti lesz, hacsak nem marad biológiailag bonthatatlan kis molekulatömegű oldott szerves anyag a tisztított vízben. Az 50-75 mg/l KOI maradék az élővízi befogadóba történő bevezethetőséget biztosítja. A jelenleg érvényes EU előírás 125 mg/l KOI-t is megenged, nyilvánvalóan a lakossági szennyvízbe kerülő oldott ipari szennyezőanyagok, háztartásban használatos tisztítószeres esetleges rosszabb bonthatósága, eltávolíthatósága miatt. Ilyen hatása a gyógyszer maradványoknak is van, de minimális koncentrációjuknál fogva (mikrogram/liter), KOI-ben ez hasonló nagyságrend.

4.4 Lakossági szennyvíziszapok sűrítése, biogázzá és mezőgazdasági segédanyaggá alakítása

Az előülepítésnél keletkező, s az eredeti szennyvíz szerves anyagának 35-45 %-át tartalmazó, oxidálatlan primer iszap nagyon kedvező energetikai hasznosításra. A vizes fázisban maradó finom kolloid és oldott részek iszappá alakításakor a vízből lassan ülepedő szekunder szennyvíziszap keletkezik. A primer iszap a jobban ülepedő, nagyobb méretű részecskéi miatt jobban is sűrűsödik, mint az aerob biológiai lépcsőben keletkező szekunder iszap. Míg az előző lebegőanyag tartalma megfelelő gravitációs sűrítéssel 4 % szárazanyag tartalom körülre növelhető, az utóbbi így csak maximálisan 1,5 %-osra sűríthető. A szekunder iszapot ezért iszapkoagulációt, flokkulációt eredményező polielektrolittal kezelve szűréssel, vagy mérsékelt centrifugálással kell az anaerob iszaprohasztásnak kedvező 5-6 % körüli lebegőanyag tartalomra sűríteni. A primer iszap szerves anyag hányada 35-45 %. A szekunderé 80-85. Keverékük szárazanyagában 75-80 % a szerves anyag, 4 %-a redukált nitrogén, 2 %-a foszfor. Ez az anyag tehát hasznos növényi tápanyag lehet, annak a megfelelő stabilizálása, szerves anyaga gyors bomlása, fertőző hatásának a megszüntetése után.

Közvetlen mezőgazdasági hasznosításának a legfőbb problémája, hogy 6-8 % szárazanyag tartalomra sűrítve ugyan a konzisztenciája, viszkozitása megfelelő egy esetleges talajfelszín alá történő kihelyezéshez, az iszap szállítási és injektálási költségei ugyanakkor a nagy víztartalom miatt igen nagyok. További gond az is, hogy ilyen kihelyezés is csak a vegetációs időszak végén engedélyezett, hogy a teli időszakban a nyers iszap kellően stabilizálódjon, szerves anyaga a talajjal keveredve humifikálódjon. Ilyen hasznosítása ezért az iszap megfelelő tározását is megköveteli, célszerűen valahol a kihelyezési hely közelében. A nyers szennyvíziszap iszap ilyen tározására előírt jogszabályok annak a mezőgazdasági hasznosítását szinte teljesen lehetetlenné teszik. Lehetséges persze az iszap fokozott sűrítése is, amivel 15-20 % szárazanyag tartalom is elérhető. Ez az anyag viszont már túlzottan sűrű, kenődő, hogy a talajra történő kihelyezése egyszerű legyen. Megoldás lehetne az ilyen sűrített nyers iszap komposztálása is, azonban ezt a nagy nedvességtartalma, rothadó képessége és komposztálási segédanyag igénye teszi kedvezőtlené.

Napjaink gyakorlatában és energia ínségében a hasznosítás sokkal kedvezőbb a vegyes nyersiszap szerves anyaga egy részének energiává alakításával, majd maradékának a közvetlen mezőgazdasági kihelyezésre történő stabilizálásával,

a komposztálással. Az iszap anaerob rothasztásánál szerves anyaga feléből lesz metán és széndioxid. Az iszaprothasztó „biogázának” (mintegy 65 tf %-a metán) megfelelő gázmotorokban (kombinált hő és villamos energiatermelés) történő elégetésével az aerob biológiai tisztítás csaknem teljes levegőztetési energiaigénye fedezhető. Még kedvezőbb egy szennyvíztisztító energiamérlege, ha az iszaprothasztójába olyan ipari iszapokat is bedolgoz, mint a húsipar, tejipar iszapjai. Ezek elsősorban energiadús, s döntő mértékben lebomló fehérjéket és zsírokat tartalmaznak. Egyetlen problémájuk van csupán, hogy a kicsapódásuk (koaguláció) vas és alumínium sókkal, pontosan azok oldataival történik. A vegyületek anionjai ekkor a tisztított vízbe kerülnek, s nem is okoznak ott nagyobb zavart. A kationjaik (Fe, Al) viszont lassú vízmolekula beépítéssel hidroxidként kerülnek az iszapba. A koagulánsok tisztasága függvényében ezért az iszapok további fémszennyezésnek lehetnek kitéve. Ez azonban az iszap kedvezőtlen fémszennyeződésének a jelentéktelenebb része, ha a koagulánsok minősége kellően ellenőrzött. A lakossági rothasztók egyébként a fenti élelmiszeripari iszapokon túl más vegyszeres iszapokat, flotátumokat nem fogadnak a rothasztóikban.

Az iszaprothasztásnál a szerves anyag tartalom csökkenésével a rothasztót elhagyó iszap lebegőanyag tartalma a kiindulási érték fele-kétharmada közé csökken. Ezt tovább-feldolgozása, hasznosítása előtt a lehetséges maximális mértékben sűríteni, vízteleníteni kell. Szerencsére a rothasztás során a nyers iszap vízteleníthetősége jelentősen javul. Kis dózisú kolloidöltés semlegesítő polielektrolit adagolás hatására jól koagulál, flokkulál, nagy pelyhekké áll össze. Vízfázisa ugyan nem annyira zavarosságmentes, mint az eleveniszap ülepített vize, de csak gyengén opálos, s szerves anyag szennyezettsége is általában 500 mg/l KOI egyenérték alatti.

Az anaerob iszaprothasztásnál az iszap nitrogéntartalma is csökken, hiszen fehérjéi is jelentős részarányukban biogázzá alakulnak. Azok nitrogéntartalma ammóniumként az iszapvízbe kerül. Ezt az ammónium tartalmat az iszapvízből vagy a tisztítás főágára visszavezetve, nitrifikáció-denitrifikáció útján, vagy mellékágon részleges oxidációval és a nitrit és ammónium nitrogénné történő összekapcsolásával lehet eltávolítani. Hazánkban az utóbbi megoldásra eddig még csak két lakossági szennyvíztisztítóban (Bp-Csepel és Zalaegerszeg) került sor. Ez a megoldás fejlettebb országokban egyéb, ammóniumban gazdag rothasztói iszapvizek, továbbá szilárd hulladéklerakók nehézfém- és durva kolloidmentesítése után keletkező csurgalékvizének a nitrogénmentesítésére is felhasználásra került.

A lakossági iszaprothasztás iszapja centrifugákkal mintegy 25-28 % szárazanyag tartalomra sűríthető. Ez már ugyan apró darabokként hullik ki a centrifuga kihordó csigájából, azonban halomba hullva még mindig annyira tömörödik, hogy a szabad gáztérfogat abban minimálisra csökken. A bezárt levegőjéből az oxigén szinte azonnal elhasználódik, s ismételten rothadó állapotba kerül. Ez az iszap szulfid okozta fekete színében nyilvánul meg. Mellette jelentős szaga is lesz a keletkező kénhidrogén, ammónium és kis molekulatömegű illó sav miatt. A tárolás során a felületi réteg levegőzése, oxidációs folyamatai, stabilizálódása, szűrőhatása eredményeként folyamatosan csökken a szag-emissziója. Ha a halmot azonban megbontják, a belső tér anaerob folyamataival átalakuló anyag intenzív, de a frissen centrifugált iszapétól nagyon eltérő szaghatása jelentkezik.

A rothasztott lakossági iszap szalmával történő keverése esetén a statikus stabilizálódása a halomba rakott trágyáéhoz hasonlóan felgyorsul. Mindkét esetben a szalma, mint struktur-anyag, és egyidejűleg szerves szén, illetőleg lignin forrás a nitrogéntöbblet felvételére, valamint a humifikáció gyorsítására, ezt a stabilizálódást nagyban elősegíti. A szalma helyett a szennyvíztisztítók sokszor faforgácsot, lakossági zöldhulladékot, száradt faleveleket használnak erre a célra, ami ugyanúgy megfelelő. Fontos a jó bekeverés, homogenizálás, valamint a folyamatok további gyorsítására a mesterséges levegőztetés, ami a keveréknek a jelentős felmelegítését is eredményezi. Ez lehet statikus, esetleg levegő aláfúvatással történő, vagy dinamikus, átforgatásos levegőztetés. Az oxidációnál keletkező hő szárítja, fertőtleníti is a komposztanyagot, meggyorsítva a humifikációját, valamint fitotoxicitásának csökkenését.

Sajnos a lakosság ételéből (tej, növények, stb.), iparból, háztetőkről, utakról (fékbetétek) a szennyvízbe kerülő fémszennyeződés is a szennyvíziszapban koncentrálódik. Ez a nagy molekulatömegű nem bontható szerves anyagokra (gyógyszerek és maradványaik) is igaz polárosságuk függvényében. A komposztálás segédanyagai ezt a koncentrációt valamelyest mérsékelik. A szerves anyagok viszont a komposztálás során tovább bomlanak oxidációval, ami a fémek tekintetében újra koncentrálódást, a szerves szennyezőknél hígulást eredményez. Míg a komposzt szerves anyagainak analitikai behatárolása a forgalmazáshoz ma még nem követelmény, a nehézfémeké az. A gyakorlatban a réz, króm és a cinktartalom szokott a mezőgazdasági kihelyezést illetően problémát okozni. Ezt tőzeggel, homokkal történő hígítással némileg orvosolni lehet.

A komposztnak a talajra történő kihelyezése azonban költség a mezőgazdaságnak, amit a vele bevitt talajtápanyagok hatásukban nehezen tudnak ellensúlyozni. A költség mindig a szállítás távolságának a függvénye, amiért az a nagyüzemi gazdálkodóknál fokozottan jelentkezhet. Szeretnék is valamilyen támogatással kompenzálni a költséget, amit másik oldalról az önkormányzat (illetőleg a lakosság) nem szívesen vállal magára. A komposzt mezőgazdasági hasznosításának persze van haszna, egyébként nem alakult volna ki napjainkra jelentős komposzt előállítás, értékesítés, hasznosítás. Érdekes módon ez elsősorban a kereskedelmi láncokon keresztül vált leginkább jövedelmezővé, ahol az ár jelentősen elszakadhat az előállítási költségtől. Más kérdés, hogy ez a komposzt, vagy virágföld legkevésbé a lakossági szennyvíziszapból származik, sőt arra éppen az utóbbi jelenthetne konkurenciát. Az ilyen, elsősorban tőzeg alapú komposztgyártás ezért igyekszik is megfelelően ócsárolni a lakossági szennyvíz komposztot, holott esetleg az is jelentős komponense annak megfelelő hígítás után, hiszen az költségcsökkentő a termelőjénél. A komposzt minőségének ellenőrzése napjainkban nagyon megbízhatatlan az ilyen forgalmazásban, mint az ugyanilyen úton forgalmazott élelmiszereinké is. A tetszetős műanyag csomagolás a kereskedelmi virágföldnél azonban nagyon megnyugtató a vásárlóra.

A lakossági szennyvíziszap komposztnál a minőségi előírás ugyanakkor könnyen ellenőrizhető a nehézfém koncentrációjával. Az arra jelenleg előírt értékek lehetlenné teszik a virágföldekhez hasonló kereskedelmi forgalmazást. A nehézfém tartalma azonban a megfelelő dózisban történő kihelyezésekor nem jelenthet gondot. A szennyvíziszap komposzt felhasználása jelenleg túlszabályozott. Részben a termék fémtartalmáé, részben az alkalmazásukkor a talajokra előírt gyakori ellenőrzéseké. Az utóbbi költsége a mezőgazdaságot elriasztja a használatától, hiszen a talaj előírt ellenőrzése a mezőgazdasági termelő költségtöbblete. Az szennyvíziszap komposztot egyébként is csak nem karsztos, megfelelő talajborítású és nem kiemelten védett területeken lehet talajjavításra, talajtápanyag utánpótlásra felhasználni. Számos, nálunk fejlettebb országban a szennyvíziszap komposzt mezőgazdasági hasznosítása jelentős, azzal együtt, hogy fővárosaik, vagy hasonló méretű városaik szennyvíziszapját igyeksenek elégetni. A hazai szabályozásnak is meg kellene ezért fontolni, hogy az ilyen komposzt mezőgazdasági hasznosítását mennyire korlátozza.

4.5 Lakossági szennyvíziszap égetés

Az előzővel szemben biztonságos lehetőség a szennyvíziszap ártalmatlanítására annak az elégetése. Ez megfelelő előszárítása után jöhet csak szóba, hiszen csak 35-40 % szárazanyag tartalom felett önfenntartó az égése. Napjainkban ezért csak a sűrűn lakott térségek nagyobb szennyvíztisztítóinál gyakorlat. Ezért is ilyen helyeken, mert az égetés nem olcsó, költsége csakis a keletkező hő valamilyen újrafelhasználásával csökkenthető. Ennek kiépítése is drága. Fontos az égetéshez esetleges segéd tüzelőanyag, vagy előszárítás, megfelelő égető berendezés, kellő füstgáztisztítás, ami tovább növelik a költségeket. Ehhez adódik még az égetésnél keletkező nagy mennyiségű hamumaradék, ami a nyersanyagoknak a 30-40 %-a is lehet. Ennek a szállítási, elhelyezési, esetleges újrahasznosítási költsége sem elhanyagolható.

4.6 Döntően nyers növényi, állati termékekből történő közvetlen biogáz gyártás

A biogáz gyártás korábbi, lakossági szennyvíziszapénak megfelelő, régi technológiával működő új változata a mezőgazdasági biogáz gyártás. Ezek az üzemek is mezofil hőmérsékleten dolgoznak, mint a lakossági iszaprohasztók. Azért tettek szert nagy közkeveltségre, mert energiaigényünket megújuló mezőgazdasági termékek közvetlen, vagy esetleg áttételes biogázzá alakításával támogatják. Esetükben a folyamatos tápanyagellátás is megoldható megfelelő szervezéssel. Jól illeszthető ugyanakkor kampány feldolgozásokhoz is. A múlt század hetvenes évei óta elterjedt intenzív anaerob szennyvíztisztításéhoz közeli, napi 10-15 kg KOI/m³ térfogati teljesítménnyel működtethetők, szemben az anaerob szennyvíziszap rohasztók néhány kg KOI/m³d ilyen teljesítményével. Az anaerob gáztermelés az utóbbi évtizedekben arra alkalmas bármiféle mezőgazdasági termékből, hulladékból is megvalósult az ilyen biogáz üzemekben. Előbb a trágya ilyen feldolgozását tűzték célul, majd energiagazdagabb nyersanyagokra tértek át, növényi, állati termékekre, hulladékokra. Mellettük savót is bármikor befogadnak. Az ilyen rohasztók teljesítménye ugyanis széles tartományban változtatható, sőt a szezonálisan akár szüneteltethetők is. Több mint egy évtizede már az eddig hulladék répaszelet maradékot is így hasznosítják.

A keletkező biogáz összetétele mindig a nyersanyagtól függ. A cukroknak a kis tömeg-fajlagos KOI-jük (1 kg KOI/kg cukor körüli) miatt kisebb a gázuk metán tartalma, míg a kétszer nagyobb ilyen fajlagossal rendelkező fehérjéknél a

metántartalom jóval nagyobb lesz. A cukor viszont csaknem teljes hányadában biogázzá alakul, míg a fehérjéknél nagyobb a maradék. A zsírok egyébként a legnagyobb energiatartalmú anyagok, tehát legjobb metántermelők, de ezeknek a lebomlása kevésbé teljes, mint a cukroké. Persze a szennyvíziszap szerves anyagának az 50 %-os metanizációját valamennyiüké messze meghaladja. Minden kg így átalakult KOI-ból egyébként 0,33 m³ metán keletkezik.

Ezeknek a metanizációknak is van azonban van egy kellemetlen maradéka, a fermentlé. Amíg ugyanis az anaerob granulált iszap esetében, amely csak minimális nyers, lebegőanyag tartalom mellett alakul ki, gyengén opálos, minimális szerves anyag tartalmú tisztított víz keletkezik, a vegyes, nagy mennyiségű cellulózt, hemicellulózt, lignint tartalmazó nyersanyagoknál a fermentlében („tisztított víz”) igen sok kolloid szerves anyag, no meg a teljes eredeti sótartalom benne lesz. A granulált iszapos intenzív anaerob rothasztókat éppen a szerves maradékot minimalizálandó, a lebegő részek maximális elfolyósítása, ecetsavvá alakítása érdekében több lépcsős megoldással építhetik. A mezőgazdasági biogáz üzemeknél ez a vegyes alapanyag miatt talán meg sem valósítható. Ezekben ugyanis a lebontás, metanizáció mellett teljesen eltérő, kondenzációs, felépítési folyamatok is lejátszódnak. Ami abban talán egyáltalán nem zavaró, a kálium, ammónium és foszfát tartalom, míg kellemetlen a nátrium- és klorid-tartalom. A rothasztóban ugyanis a könnyebben bontható összetevők anaerob hidrolízisének a terméke, valamint feltehetően a tovább nem bontható részek is valamiképpen reagálnak, makromolekulás, kondenzált-gyűrűs szerves vegyületeket alakítanak ki a cellulóz és lignin bomlástermékeivel. Ezek azonban a humifikáció igen kezdeti fázisain jutnak csak túl. Ennek során jelentős hányadukban a huminsavakhoz, fulvósavakhoz hasonló, vízben stabil kolloidot, kolloid oldatot képező, több aromás gyűrűt is tartalmazó, s így biológiailag stabil vegyületekké alakulnak. Ennek eredménye a fermentlé igen sötét színű makromolekulás kolloid rendszere. Ebből a rendkívül finom kolloid részek csak nagy mennyiségű koagulálószerrel csaphatók ki, de kicsapott formában is igen nagy térfogatot töltenek ki, s gazdaságosan nem vízteleníthetők.

4.7 A fermentlé mezőgazdasági hasznosítása

Az ilyen üzemekben keletkező fermentlének mintegy 3-4 g/l összes redukált nitrogéntartama lehet. Ennek kétharmada - háromnegyede ammónium. A többi le nem bomlott, vagy újonnan felépült szerves anyagban. 1-2 g/l a kalcium, egy

körül a nátrium és klór, míg fél g/l az összes foszfor tartalma. A kedvező tápanyag mellett kedvezőtlen a sótartalmuk. Mellettük a szerves anyagok koncentrációja 10 g/l is lehet. Az kétharmadában részben humifikált, lassan lebomló finom kolloid, makromolekula, egyharmadában pedig hasonlóan lassan lebomló oldott szerves anyag. Ezek a talajba eltérő sebességgel kötődve meg, különböző mélységeiben eltérő mennyiségű és időben eltérő időtávlatban hasznosuló tápanyagot jelenthetnek. Végleges stabilizálódásukat a talajban az agrokémikusok 5-6 évre becsülik. Elvileg veszélyt jelenthet, ha ennek a résznek a bomlása fitotoxicitást okoz. Külföldi tapasztalatok azonban nem jeleztek ilyen problémát. A fermentlé talajokra történő kiöntözése általános gyakorlat. Mindenkori dózist a nitrogéntartalma alapján engedélyezik, meglehetősen konzervatívan, nem véve különösebben figyelembe a nitrogénveszteségeket.

A fermentlé a talajra megfelelő összetétele esetén akár vegetációs időszakban is kihelyezhető. A kihelyezés igen sokféle lehet, részben az aktuális terméktől függ. Általában a kihelyezés előtt rövidebb-hosszabb idejű tározására is szükség van. A pH-ja gyengén lúgos lévén a felszínén keresztül eközben egyre lassuló ütemben veszít ammóniát a légtérbe juttatva azt. Ez az ammónia visszakerül csapadékkal a talajra. Kisebb ammónia veszteség a talajból is lesz. Nagyobb része ugyanakkor a talaj humusz frakciójában kötődik meg ioncserével, illetőleg a talajoldatba kerülve felvételre kerül a növények által. Egy részét a talaj levegőzött rétegében a nitrifikáló mikroorganizmusok nitráttá is oxidálják. Ez részben a heterotrófokkal denitrifikálódik, másrészt nedves idő esetén a talaj mélyebb rétegeibe is lemosódhat, mert a nitrát nem kötődik meg a talajban. A fermentlé kalcium, magnézium, foszfor tartalma a talajban megkötődik, míg a nátrium, kálium, klorid mozgékonyabb lévén a mélyebb rétegekbe is lejut. A fermentleveknek a Fe, Cr, Zn tartalma jelentéktelen, hiszen ezek nem épülnek be különösebben a növényi részekbe. Gondot az jelenthet, ha a mezőgazdasági biogáz üzem valamilyen vegyszeresen koagulált, flotált iszapot is feldolgoz, mint például tejipari szennyvíziszapot, hasznosítva annak az egyébként jó metánhozamát. Mivel a mezőgazdasági fermentlé alapanyaga közvetlen mezőgazdasági termék, vagy trágya, talajra történő kihelyezése veszélytelennek tűnik, azt csak a nitrogén és só tartalma alapján szokásos ellenőrizni.

4.8 Következtetés

Mindkét vizsgált technológia, energiatermelés mezőgazdaságban hasznosítható maradékot is termel. Azok hasznosítását, a jövőben talán jóval átgondoltabban kell szabályozni, ellenőrizni.

5 A szennyvíztisztítás elmúlt évszázada, jelenlegi energia problémái

Fazekas Bence - Kárpáti Árpád

Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém, Hungary

5.1 Bevezetés



12. ábra A múlt század fordulóján sikeresnek bizonyult zúzott kő töltetes csepegtetőtestek.

A tudatos szennyvíztisztítás alig több mint száz éves. Az eleveniszapos változata, amely jelenleg a legelterjedtebb, idén áprilisban lett száz éves. Kialakulásának oka az ipari forradalom következményeként jelentkezett robbanásszerű népesség agglomeráció, nagy lélekszámú városok megjelenése. Ezekkel a központosított vízellátás, a vízöblítéses toalették is kiépültek, ami a szennyvízmennyiség ugrásszerű növekedését eredményezte. A befogadókba történő közvetlen bevezetés tarthatatlanná vált. A tisztítás igénye gyorsan meghozta az ahhoz szükséges innovációt. A felismerés, hogy a tisztításhoz a szennyezést átalakító mikroorganizmus és oxigén kell, a 18. század végén a ciklikusan elárasztott, töltetes medencék megépítésével vált bizonyossággá. Ez a század fordulójára a csepegtetőtestes tisztítás, majd mintegy 10 év múlva az eleveniszapos változat kialakítását eredményezte. Az elsőben a mikroorganizmusok nedvesített biofilben (BF), az utóbbiban kis iszappelyhekbe tömörülve, folyadékfázisban lebegve (AS) szaporodnak, dolgoznak, alakítják át a szennyezőket részben széndioxidá, részben saját sejtanyagukká. Ez a két

szaporodási forma már éppen száz éve egymással versengve, vagy éppen kombinálva (hibrid rendszerek) eredményezte a szennyvíztisztítási technológiák fejlődését időrendben a xxx táblázat mutatja.

1. táblázat A szennyvíztisztítási technológiák fejlődése időrendben

18. sz. vége	Ipari fejlődés generálta szennyvíztisztítási igény
1870-	Talajszűrés, mint a múlt gyakorlata - befogadó is a talaj?
1880-	Ciklikusan elárasztott töltet, majd levegőztetett változata - folyadék és levegőellátás Folyamatosan elárasztott, hordozós, levegőztetett medence
1890-	Oxigén és mikroorganizmus igény felismerése
1900-	Kőágyas csepegtetőtestes és korlátjai –eltömődés/oxigénellátás
1914-	Az eleveniszapos tisztítás felfedezése – szakaszos betáplálás és folyadékkelvétel utóülepítő és iszap recirkuláció bevezetése homogén iszapösszetétel – iszappehely és oxigénellátottsága
1930-40	Eleveniszapos tisztítás fejlődése
1960-	Nitrifikáció igénye
1960-	Denitrifikáció igénye
1970-	Foszforeltávolítás
1970-	Biológiai többletfoszfor eltávolítás
1960-	Műanyagöltetetes csepegtetőtestes biofilm és korlátjai – Csepegtetőtest, majd eleveniszap (TFSC)
1970-	Anaerob iszapgranuláció Iszapsűrűsödés javítása
1980-	Szakaszos betáplálás és levegőztetés újrafelfedezése –SBR Mikrobiális szelekció nagy felületű biofilm-hordozón Eleveniszap és biofilm összekapcsolása –IFAS
1990-	Elárasztott mozgóágyas biofilmes rendszerek kiépítés -MBBR Aerob iszapgranuláció és mikrobiális szelekció Anaerob ammónium oxidáció felfedezése – anammox
2000-	Ultraszűrős iszap szeparáció megvalósítása –MBR Anaerob ammónium oxidáció üzemeltetése -Anammox
2010-	Aerob iszapgranuláció üzemeltetése – NEREDA Energiakrízis: maximális energiavisszanyerés/minimális energiafelhasználás

5.2 A csepegtetőtestes, majd az eleveniszapos szennyvíztisztítás kialakulása

A tizenkilencedik század közepétől a nagyvárosokban megszületett szennyvíz elvezetési kötelezés század hetvenes éveire a szennyvizek tisztítását égető igényé tette. Az első gondolat a tisztításra a talajokkal történő szűrés volt, ami a hely és befogadó igénye, no meg a magas telekárak miatt kivitelezhetetlennek bizonyult. Ezt követte a valamilyen darabos anyaggal (kövekkel, parafa zúzalékkal) töltött medencékben történő tisztítás kísérlete. Az előülepített szennyvizet ciklikusan töltötték rá a biofilm hordozóra, majd távolították el arról, mintegy 5-6 órát hagyva a levegővel tele, nedves biofilmes töltet biológiai munkájának. Innováció ebben a töltet elárasztása, s az alulról történő levegőztetéssel a jobb oxigénellátás volt. Ezzel már csaknem 3 óra alatt megtisztult a ciklikusan rávezetett és eltávolított szennyvíz a szerves szennyezés döntő részétől. Felismerték hamarosan, hogy az oxigénen túl a tisztítást végző iszaptömeg mennyiségét is növelni kell. Ez utóbbit azonban úgy, hogy a biofilm tömegének a növekedése ne okozzon eltömődéseket a biofilmes szűrőben.

Ez a felismerés vezetett a csepegtetőtestek (TF) kialakításához, aminek a legfontosabb eleme a korábbiakhoz képest, az egyenletes folyadékravezetés és mégis állandó légtér, oxigénbevitel biztosítása volt. Ezt a kövekkel töltött test forgókaros folyadékelosztókkal történő locsolásával sikerül megoldani. Ez a biofilm folyamatos nedvesítésén, szerves anyag és oxigénellátásán túl a keletkező biofilm megfelelő eltávolítását is biztosíthatta. Utóbbit a csepegtetőtestek folyadékellátásának a ciklikusságával, lökésszerű megnövelésével lehetett elsősorban szabályozni. A csepegtetőtestek térfogati teljesítménye az elárasztott töltetes rendszereké kétszeresének bizonyult. Ennek megfelelően az alkalmas klímájú térségekben nagy számban építettek ilyeneket (WEF, 2010 – 12. ábra)

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás (AS) kialakulása Angliához fűződik. 1914-ben publikálták az eleveniszapos tisztítás lehetőségét, amely a keletkező iszap utóülepítésével és recirkuláltatásával vált igazán versenyképpé (Arden és Lockett, 2014). Az első ilyen üzemek még nem alkalmaztak utóülepítőt sem, hanem ciklikus betáplálással és az ülepített víznek a hasonló elvezetésével működtek (SBR üzemmód). Ezt a megoldást a folyamatos betáplálás, levegőztetés, majd iszapülepítés és iszaprecirkuláció gyakorlatilag azonnal felváltotta, mert üzemeltetése lényegesen egyszerűbb volt. Valójában a

szakaszos nyersvíz betáplálás, levegőztetés, keverés és tisztított víz elvétel szabályozásának akkor még hiányoztak az ismeretei, s az ahhoz szükséges technika. Az eleveniszapos tisztítás felfedezői viszont már ekkor felhívták a figyelmet az ammónium oxidációjának (nitrifikáció) lehetőségére, környezet érzékenységre és az iszapkor fontosságára is.

A csepegtetőtestes biofilmes szennyvíztisztításnak a későbbi évtizedekben volt még egy fellendülése, amikor a műanyaggyártásban robbanásszerű fejlődés következett be (13. ábra). Lehetővé vált vékony lemezek készítése, s azok strukturált szerkezetté ragasztása. A méhsejtszerű szerkezettel bíró műanyagtöltetek gyártása azután ilyen hordozóval töltött biofilmes rendszer kiépítését eredményezte. Ezek fajlagos felülete a korábbi kődarabokéhoz ($50-60 \text{ m}^2/\text{m}^3$) képest 4-5-szörös lett adott térfogatban, miközben a térkitöltésük is lényegesen csökkent (80 % szabad gáztérfogat). Ezzel növekedett a térfogategységben levő biofilm tömeg, valamint annak az oxigénellátása is. A beépíthető töltőanyag magasság is két-háromszorosára nőtt. Egyébként ezekre is a klasszikus csepegtetőtestekhez hasonlóan felülről adták rá az általánosan előülepített szennyvizet. Az előülepítés a biofilm lebegőanyag terhelését csökkentve az eldugulási hajlamot is csökkentette. Különösen kedvezőnek bizonyultak az ilyen csepegtetőtestek a szerves anyagának döntő hányadától megszabadított szennyvizek utónitrifikálására.

Bebizonyosodott, hogy a csepegtetőtest levegőellátása is javítható, s abban megfelelően kis szerves anyag terhelésnél nitrifikáció és denitrifikáció is bekövetkezhet. Pontosították, hogy a szerves anyag oxidációját heterotróf, az ammóniumét autotróf mikroorganizmusok végzik. Az első a töltött oszlop felső, szerves anyaggal jobban terhelt, az utóbbi pedig a kevésbé terhelt alsó részében domináns. A folyadék recirkuláció miatt a felső részben ugyanakkor a nitrát részleges redukciója is lejátszódhat elemi nitrogénné. A folyamatosan jól levegőztetett eleveniszapos medencékben is tapasztaltak kisebb-nagyobb szimultán denitrifikációt, amely azonban a szigorodó határértékeket nem tudta kielégíteni. A nagyobb szerves anyag terheléseknél túlnövekedett biofilm tömeg ezen túl számos esetben a műanyagtöltet összeroskadását eredményezte. Egyébként a biofilm jelentős térfogati terheléssel is jó szerves anyag eltávolítást biztosított. A nitrifikációt azonban ilyenkor egy következő, hasonló egységre kellett rábíznunk, melynek viszont már nem volt megfelelő szerves anyag ellátása a denitrifikáció biztosítására.



13. ábra Műanyagöltetetes csepegtetőtest ülepített szennyvíz szerves anyagának eltávolítására, vagy utónitrifikáció biztosítására.

A csepegtetőtestes szennyvíztisztításnak volt még egy kellemetlen hátránya. A leszakadó biofilm rétegeket a folyadékáram felaprította, s az így keletkező iszap finomabb részei nehezen ülepedtek ki az utóülepítőben. A 70-es években azután megfigyelték, ha a csepegtetőtest után egy rövid iszapkorral működtetett eleveniszapos egységet is beépítettek, az iszap ülepedése lényegesen javult, s a tisztított víz lebegőanyag tartalma, s így KOI-je is hasonlóan csökkent (TF/SC eljárás). Ez a jelenség rögtön figyelmeztethette a fejlesztőket, hogy a biofilm és az eleveniszap összekapcsolása még további előnyökkel is járhat (WEF, 2010, Fazekas et al., 2014).

5.3 Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlődése

Az eleveniszapos tisztítás felfedezését követő két évtized egyébként annak a rohamos fejlődését eredményezte. Kisebb szerves anyag terhelésnél és jó oxigénellátásnál az ammónium oxidációjára (nitrifikáció) is teljessé válhatott mintegy 10°C körüli hőmérsékletig. A nitrifikációt azonban a savas pH és toxikus szennyezők jelenléte is könnyen befékezhette. A nitrát nagyobb mértékű

eltávolítása a második világháború után vált szükségessé, amikor annak a káros hatása a csecsemőkre egyértelművé vált. Ezzel együtt jelentkezett a nitrát növényi tápanyaként történő hasznosítása is a befogadóban, amely szerves anyagot termelt, s annak a lebontása a befogadóban fokozott oxigénigényt jelentett. A nitrát redukcióját oxigén hiányában a szerves anyagot fogyasztó heterotrof mikroorganizmusok döntő hányada biztosítani képes. A denitrifikáció sebessége azonban erősen függ a redukcióhoz szükséges szerves tápanyag minőségétől, biológiai hasznosíthatóságától. Ennek felismerése vezetett az elődenitrifikáció kialakításához a hatvanas évek elején. Ez azonban a folyamatos betáplálású eleveniszapos rendszereknél egy nem, vagy ciklikusan levegőztetett medencetér biztosítását igényelte (A/O tisztítók). Folyamatos levegőztetésnél ezért még egy medencetérre, és iszapos víz recirkulációra (belső recirkuláció - nitrátos iszapos víz visszavitele az anoxikus medencébe) is szükség lett (14. ábra a része) (Fazekas et al, 2013).

Az eleveniszapos rendszereket kezdetben igen gyakran építették felszíni levegőztetéssel. Ennek egy praktikus változata lett az oxidációs árkos megoldás (14. ábra b része), amely a szakaszos levegőztetése révén a denitrifikációt is biztosíthatta kisebb-nagyobb mértékben. Ez egyébként a későbbi mélymedencés, fenéklevegőztetéssel működő változataiknál, a Carroussel megoldásoknál is hasonlóan működött. Ezeknél persze a medence fordulójánál kialakított speciális, nem levegőztetett terekkel ezt a hatást tovább fokozták.

A hatvanas évek közepén felismerték a foszfor valamilyen biológiai akkumulációját a szennyvíziszapban, ha a hosszanti eleveniszapos medence bevezető részénél nem volt, vagy hiányos volt a levegőztetés. Ennek stabilizálásával a lakossági szennyvízben levő foszfor vegyszerek hozzáadása nélkül is eltávolíthatóvá vált. A technológia azonban csak a hetvenes évek közepére született meg a Dél-Afrikai Köztársaságban. Pontosították, hogy az A/O kialakítás elé még egy nem levegőztetett medence kell, ahova az utóülepítőből a recirkuláló iszapot be kell vezetni, hogy friss szennyvízzel keveredjen anaerob környezetben. Ez, és a ciklikus anaerob/aerob környezet teszi lehetővé különleges foszfor-akkumuláló heterotrof mikroorganizmusok elszaporodását az iszapban (A2/O vagy UCT technológia –14. ábra c része).

A biológiai többletfoszfor eltávolításra olyan megoldás is született, ahol a recirkuláltatott iszaptól egy közbeiktatott medencetérben a foszforcserét akadályozó nitrátot az anaerob medence előtt eltávolítják (Johannesburg eljárás). Más megoldás a módosított UCT, ahol ezt úgy érik el, hogy az iszap

visszavitele előbb a denitrifikáló medencébe történik, majd onnan kerül vissza nitrátmentes iszapos víz az anaerob medencetérbe egy további iszapkörön. A nitrát eltávolítása akár teljessé is tehető a négy, vagy ötlépcsős (ötmedencés) Bardenpho megoldással (14. ábra c része), melynél azonban az utódenitrifikálóba segédtápanyagot is adagolni kell a nitrát redukciójához. Ez kicsit drága megoldás, de szükség esetén biztonságos.

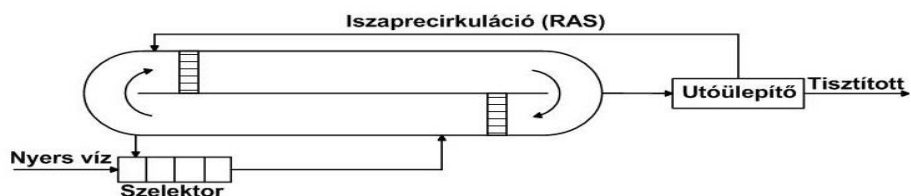
A tisztításnál keletkező primer és szekunder iszapok mennyiségének csökkentésére, részleges hasznosítására a fentiekkel párhuzamosan megfelelő anaerob iszaprothasztás épült ki, üzemeltetési tapasztalat gyűlt össze. A biogázzal kezdetben csak fűtöttek, később elektromos energiát is termeltek abból, amit a levegőellátásnál ma is hasznosítanak.

A biológia többletfoszfor eltávolításával egy időben vezettek holland kutatók cukorgyári szennyvizek anaerob rothasztásával végzett vizsgálatait az intenzív anaerob szennyvíztisztítás kialakulásához. Az anaerob lebegő iszap hosszú idő után granulálódott. Ez a kolonizáció lényegesen nagyobb iszapterhelést, illetőleg fajlagos gáztermelést tett lehetővé adott térfogatban. A stabil, nehéz, jól ülepedő iszapgolyócskák lehetővé tették, hogy a biológiai terhelést az eleveniszaposnak akár a tízszeresére is növeljék. Ez nagy folyadék és gázterhelést is eredményezett a reaktorban, amiért annak a kialakításán is változtatni kellett. Magas reaktorokat építettek, amiben a gáz többszöri visszavezetése, s ezzel a gázsebesség is hozzájárult, hogy mintegy expandált granulált iszapos rendszert tudtak kialakítani (Fazekas et al., 2013). Gondot jelentett persze, hogy az anaerob tisztítás csak részleges szerves anyag eltávolítást biztosítva a befogadók, s néha a közcsatorna határértékét sem tudta kielégíteni. Továbbá az így kezelt vízbe került a metánná és széndioxiddá alakított szerves anyagok nitrogéntartalma is ammónium formájában. Ez a megoldás tehát az ipari szennyvizek ilyen tisztításánál mindenképpen aerob befejezésre, utótisztításra szorult. Az új tisztítási fontos felismerése volt ugyanakkor, hogy lebegő eleveniszapot granulált biofilmé is lehet alakítani.

1.a. Elődenitrifikáció - Ludzack – Ettinger, 1962
Belső/nitrát recirkuláció



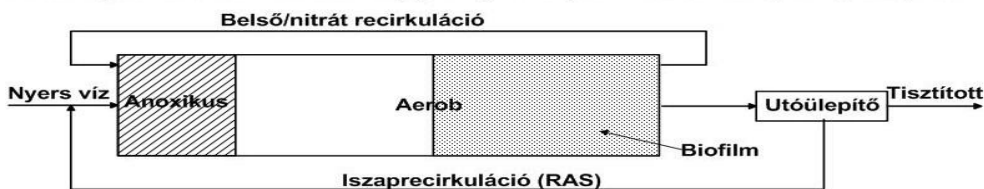
1.b. Oxidációs árok szelektorral – Heide és Pasveer, 1973



1.c. Módosított 5 lépcsős Bardenpho – Barnard, 1998; Nicholls, 1975



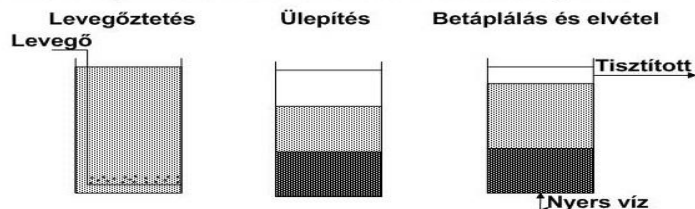
1.d. Integrált biofilm – eleveniszap (IFAS) – Morper és Wildmoser, 1990; Rutt, 2006



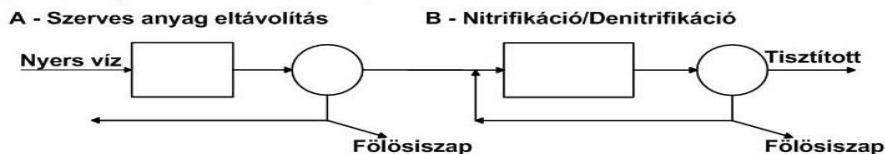
1.e. Membrán bioreaktoros rendszer – Judd, 2011



1.f. Granulált iszapos SBR üzemi ciklusai – Loosdrecht, 2012



1.g. Kétiszapkoros A/B technológia 2. körös N-eltávolítással – Watt, 2013



14. ábra A szennyvíztisztítás eleveniszapos és hibrid technológiáinak fejlődése az utóbbi fél évszázadban. (Stensel – Makina, 2014)

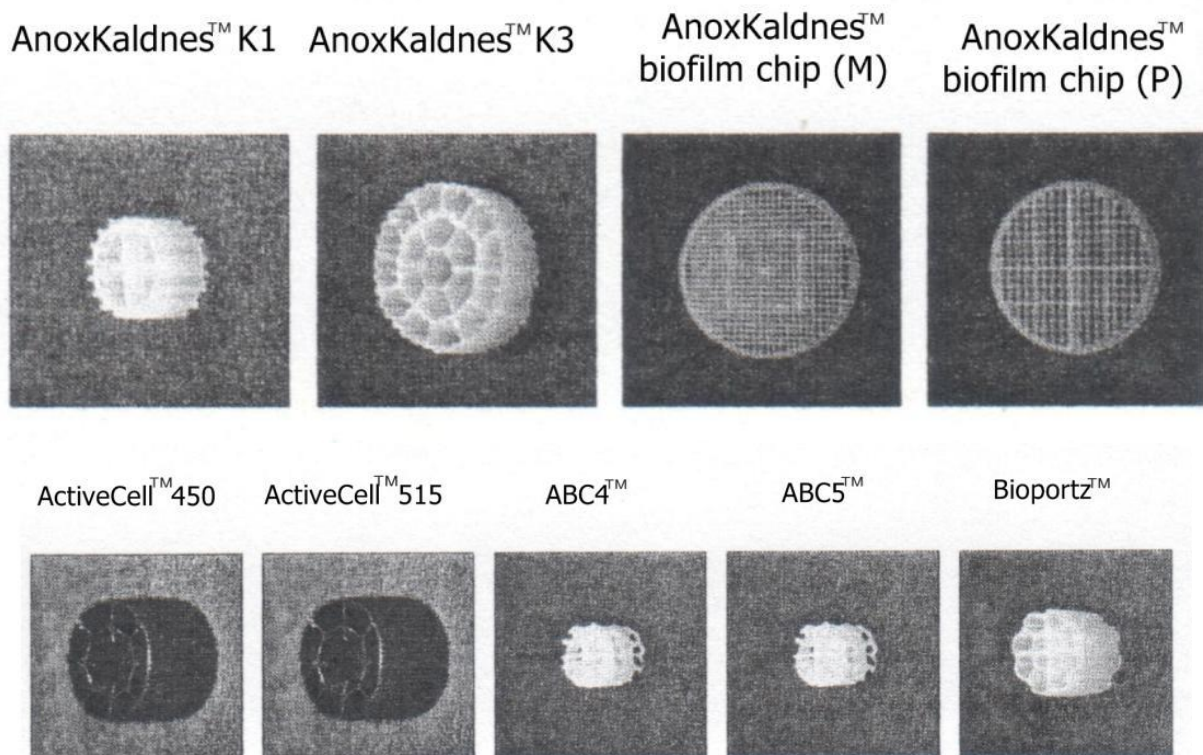
5.4 A szakaszos üzemeltetés reneszánsza

Lakossági szennyvíz tisztításánál a szerves anyag, redukált és oxidált nitrogén és a foszfát eltávolítása egyaránt szükséges. Ezeknél a szennyvizeknél ezért az eleveniszap maradt hosszú időn keresztül az egyetlen a szóba jöhető megoldás. Az eleveniszapnak azonban három eltérő környezeti is biztosítani kellett, ami növelte a rendszer bonyolultságát, szabályozás igényét. A kutatók ezért megpróbálták a három eltérő környezetet egyetlen medencetérben biztosítani a folyamatok időbeni ciklizálásával (SBR). Ez vezetett a szakaszos betáplálás, üzemeltetés reneszánszához. Ez azt eredményezte, hogy egyetlen reaktortérben megvalósulhatott a több anoxikus/aerob ciklusváltás, ami jobb denitrifikáció elérését tette lehetővé. A reaktor előtt, vagy a bevezető részében kialakított anaerob szelektor ugyanakkor jó biológiai többletfoszfor eltávolítást is lehetővé tett. A többszöri környezetváltás az iszap ülepedését (SVI) is javította, így az a levegőztetés és keverés leállítását követően már mintegy 30 perc múlva megfelelő tisztított víz eltávolítást tett lehetővé a medence felszínéről. Évtizedekkel később az SBR műszaki kialakításának fejlesztése, s a váltakozó környezet tudatos alakítása, valamint a gyors iszapülepedítés vezetett ahhoz a mikrobiális szelekcióhoz, ami aerob granulált iszap keletkezését eredményezte. Ez tekinthető napjaink legfejlettebb technikájának, melynek az üzemeltetési költsége és területigénye viszonylagosan nagyon kicsi, ellenben a beruházásigénye elég számottevő (NEREDA – van Loosdrecht et al., 2014). Nem is üzemel jelenleg csak néhány ilyen tisztító világszerte, bár a jövő lehet, hogy ezé a technológiáé lesz (14. ábra g része).

5.5 Elárasztott biofilmek

A korábbi csepegtetőtestes tapasztalatok alapján, no meg a műanyag biofilm hordozók gyártásának fejlődésével lassan megérett a gondolat, hogy a biofilmet elárasztott formában kell kialakítani és üzemeltetni. Ekkor is lehet szakaszos a folyadékfeladása, egyszerűbb a levegőztetése, sőt akár a levegőztetést is lehet ciklizálni. Még jobb megoldás lehet, ha az ilyen biofilmes rendszerbe az ott keletkező iszapot is visszaforgatják. Ezzel megvalósult azután az integrált biofilmes – eleveniszapos szennyvíztisztítás (IFAS – 14. ábra d része) számtalan változata. A biofilm hordozó lehetett rögzített lemez, háló, vagy mozgó szivacszerű anyagból aprított formatest is, akár igen nagy fajlagos felülettel (MBBR). Bebizonyosodott, hogy ilyen esetekben az eleveniszap mellett a biofilmtömeg is annak akár a fele is lehet. Ez ilyen mértékben növelte a dolgozó

mikroorganizmus tömeget, ugyanakkor annak csak kétharmada került át a rendszer utóülepítőjére. Az IFAS – MBBR megoldások nem csak a szerves anyag eltávolítást növelték, de a biofilmjük mélységi szelekciója, s azzal abban a nitrifikálók bizonyos mértékű dominanciája révén a nitrogéneltávolítást is javította.



15. ábra Műanyag biofilm hordozók és formai kialakításuk

Az IFAS rendszer egy kilencvenes években elterjedt változata a Kaldnes töltettel kialakított mozgó ágyas bioreaktor (MBBR). Ez a töltet $500-1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ fajlagos felülete révén $300-500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ biofilm felületet is biztosíthat az eleveniszapos medencében. Bebizonyosodott, hogy a töltet javítja a medencében a levegő oxigén kihasználását, különösen közepes buborékméret esetén. Ekkor a biofilmhordozó mozgásával jobb folyadékáramlást biztosít a biofilm felületénél, javítva annak a tápanyagellátását. Az intenzív keverés és folyadékmozgás, hordozó ütközés egyben a biofilm megvastagodását is megakadályozza. A film felületéről a heterotrof szaporulatot így kellően eltávolítva a nitrifikációt, illetőleg a biofilm felszíne alatti nitrifikáló réteg alatt kialakuló denitrifikációt is erősíti. Az ilyen MBBR rendszerekkel a hagyományos

eleveniszaposakénál 3-4-szer nagyobb térfogati teljesítmény is elérhető (mind szerves anyag, mind TKN, mind TP tekintetében) (Fazekas et al., 2014).

5.6 Iszapduzzadás csökkentése, ultraszűrés

Meg kell említeni a fejlődés menetében az iszapszeparációban elért változtatást is. Az iszap ülepedése az eleveniszapos rendszereknek korábban állandó problémája volt. Ez mindig tápanyaghiány eredménye. Kezdetben ez az oxigén hiánya volt, a relatív terhelés csökkenésével azonban szerves anyag, N és P hiány eredménye lett. A hetvenes évek elején ismerték fel, hogy váltakozó tápanyag ellátottság a megoldás az iszap duzzadása ellen, amit szelektor elven ismer napjainkban a gyakorlat. A medencesor elején, vagy Carroussel kialakítás esetében a medence előtt (3.b. ábra) célszerű egy tápanyaggal jól ellátott térrészt kialakítani, legyen az anaerob, anoxikus, vagy akár aerob is. Természetesen ezt a tápanyag-gradienst az A/O (14. ábra a, d és e része), illetőleg az A2/O kialakítás (14. ábra c része), valamint a szakaszos betáplálású tisztítók (SBR - 14. ábra f része) eleve biztosítják.

Az iszapduzzadás problémáját sikerült gyökeresen kiiktatni az utóülepítő ultraszűrővel történő helyettesítésével (14. ábra e része), ami az utóbbi két évtizedben vált lehetségessé a membrányártás fejlődése eredményeként. Mivel az ultraszűrő közvetlenül a levegőztető térben van, nincs szükség a nagy utóülepítő térre sem (MBR – 14. ábra e része). A membrán 1-2 század mikronos szűrésével azon túl, hogy a lebegőanyagot és a mikroorganizmusokat teljesen eltávolítja, a fél mikron alatti szerves molekulák, kolloid részecskék eltávolításával jobb KOI csökkentést is biztosít. Az ultraszűrés azonban nem jelent különösebb változást az iszap szerkezetében az eleveniszaposéhoz képest. Pontosabban a pelyhekből homogén iszap lesz, melyben továbbra is megvan a szimbiózis az egyes sejtek között, azonban a filmre, vagy granulumra jellemző csoportosulások nem figyelhetők meg benne. Az ultraszűrés ugyanakkor jelentősen megnöveli a kialakítható iszapkoncentrációt. Az utóülepítésnél elérhetőnek itt az a duplája is lehet. Ez az iszap a medencéből kivéve nem ülepedik. Viszont így az eleveniszapos térben nem 4-6 g/l lebegőanyag (iszap), hanem akár 20 g/l is lehet. Ezzel a térfogategységben elérhető tisztítókapaacitás is a 3-4-szeresére nő, hiszen az iszapkor változatlan marad.

Az ultraszűrős iszap szeparációnak azonban vannak egyéb előnyei is. A makromolekulák, biológiailag nehezen bontható anyagok szűrésével, visszatartásával azoknak nagyobb tartózkodási időt biztosít az iszapos térben, növelve az iszap, illetőleg a mikroorganizmusok adaptációs lehetőségét a lebontásukhoz. Még egy előnye bizonyított, hogy ilyen megoldásnál az iszapkörbe csatolva egy megkerülő ágot, abban anaerob tér kialakításával, vagy ózon adagolásával az iszapozam lényegesen csökkenthető (Fazekas et al, 2013). Ez talán azzal magyarázható, hogy az iszap nehezen bontható poliszaharidjait az anaerob környezet, valamint az ózon hatékonyan tudja bontani. Az iszapozam csökkenése ugyanakkor elvileg csökkenti az anaerob iszaprothasztás gázhozamát. Az ózonozás mindenképpen nagyon energiaigényes, amiért is a megoldás a gyakorlatban igen lassan terjed.

5.7 Az anaerob ammónium oxidáció felfedezése és üzemesítése

Felvetődött azonban a gondolat, hogy az ammónium oxidáció igen finom méretű szilárd anyagon kialakuló biofilmmel is gyorsítható lehet. Ezt a gyakorlatban egy gyógyszergyár nagy ammónium tartalmú szennyvizével próbálták ki. Bazalt őrlemény 0,6 mm-es szűk szitafrakcióját használták hordozóként fluid ágyban. Ez az üzem igen meglepő eredményt hozott 1985-ben. Bebizonyosodott, hogy egy 1977-ben megjósolt (Broda, 1977) mikroorganizmus tevékenység folyik benne, amely az ammónium oxidációjánál keletkező nitritet közvetlenül képes ammóniummal összekapcsolni (Anammox) és így nitrogént előállítani. A mikroorganizmusok pontosítása mintegy egy évtizedet vett igénybe. Ezt követhette azok gyakorlatban történő alkalmazása. A mikroorganizmusok lakossági szennyvizek tisztításánál történő alkalmazására, elszaporítására jelenleg csak anaerob iszaprothasztás melegebb és nagyobb ammónium koncentrációjú iszapvizének a nitrogén-mentesítésénél van lehetőség.

A hagyományos nitrifikáció/denitrifikáció az ammónium autotrof szervezetekkel nitráttá történő oxidációját, majd annak szerves anyag felhasználásával, heterotrof mikroorganizmusokkal nitrogén gázzá redukálást jelenti. Az ammónium -3 oxidációfokú nitrogénjét +3-as nitrit-N-é, majd +5-ös nitrát-N-é alakításának az összes oxigénigénye 4,57 g O₂/g N. Eközben 7,14 g CaCO₃ egyenértéknyi sav keletkezik, ami egyenértéknyi lúgosságot semlegesít. A denitrifikálás ezekkel szemben 4,3 g KOI egyenértéknyi szerves anyagot oxidál el a nitráttól felszabaduló oxigénnel (2,86 g O₂/g NO₃-N), miközben 3,6 g CaCO₃ egyenértéknyi lúgosság is keletkezik. A szerves anyag igény a mindenkori

rendszerkialakítástól is függ, rendszerint 4-6 g KOI/g $\text{NO}_3\text{-N}$. A szerves anyag oxidációjánál keletkező széndioxid egyébként fedezi a nitrifikálól szervesanyag-igényét.

Ha az ammóniumot csak nitritig oxidálják, s azt redukálják szerves anyaggal nitrogénné, kevesebb oxigén kell ahhoz (a nitráttá alakításának a $\frac{3}{4}$ -e), bár a nitritálás savtermelése ilyenkor is ugyanakkora. A nitrit redukciója ugyanakkor 40%-al kevesebb szerves anyagot (KOI) igényel. A nitrogéneltávolítás lehető leggazdaságosabb útját azonban az ammónium és nitrit közvetlen összekapcsolása. A hagyományos, nitráton keresztül történő denitrifikáláshoz képest 62,5 % oxigén megtakarítást és teljes szerves anyag megtakarítást jelent. A reakció az ammónium mintegy felének a nitritálását, majd a másik fél rész ammóniumnak a nitrittel való összekapcsolását jelenti. Az ammónium eltávolítása (nitrogénmentesítés) a jelenlegi ismeretek alapján mindkét módszerrel megvalósítható. Ezek feltétele azonban az ammónium oxidáció befékezése nitritnél, valamint az nitrit-ammónium összekapcsolást végző mikroorganizmusok elszaporítása. Sajnos az utóbbiak osztódási ideje a heterotrofok 1/2-1 órájával szemben tíz nap fölött van. Ezért is nem sikerült azokat mérhető mennyiségben olyan hosszú időn keresztül megtalálni. Az ammónium oxidációját sem egyszerű nitritnél megállítani.

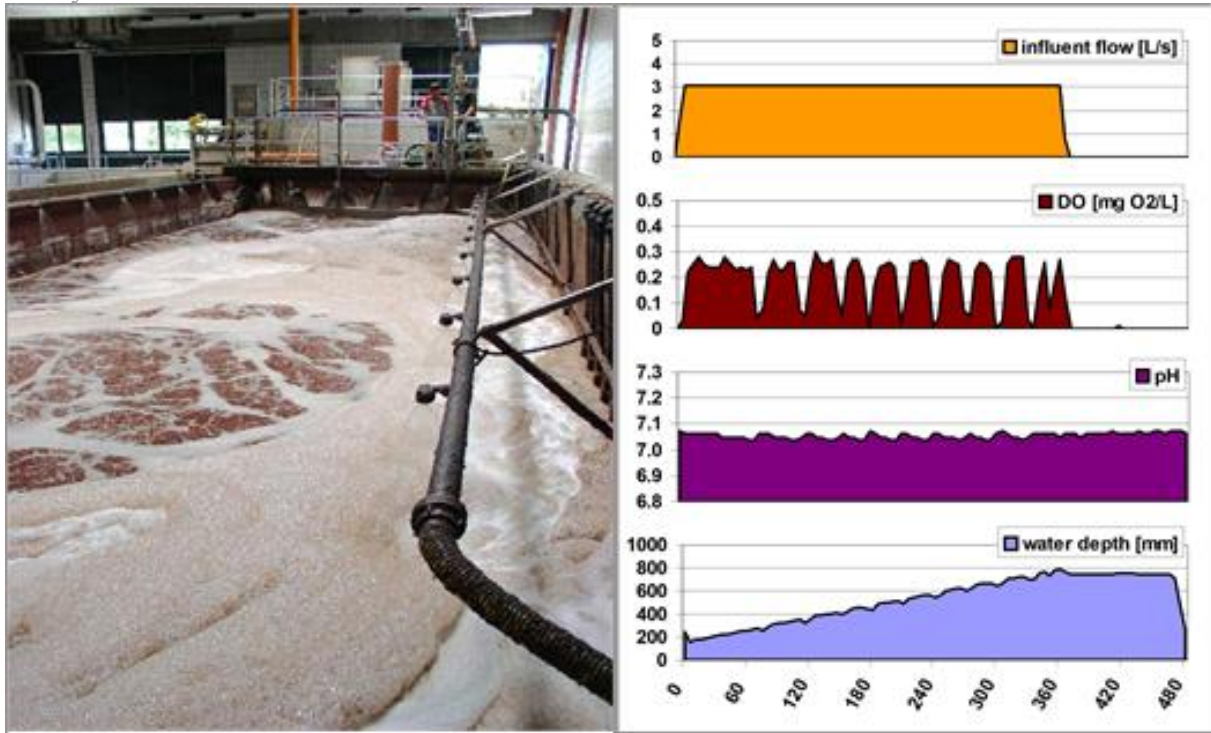
A nitrit oxidációját mégis viszonylag gyorsan, a kilencvenes évek végére megoldották holland kutatók, s üzemeltették is (SHARON). Igen kis iszapkor és oxigénkoncentráció mellett az ammónia oxidációja a meleg szennyvízáramban nitritnél nagy hányadában megállt. Ezután a denitrítálást szerves anyaggal, a metanollal oldották meg. A denitrítálás egy második reaktorban történt. A denitrítálás egyébként akár primer iszappal is biztosítható, amit osztrák kutatók igazoltak ugyancsak a századfordulón. Ekkor azonban már mindenkinek egyértelmű volt, hogy a nagyobb nyereségért az anammox folyamat megvalósítása célszerű. A kérdés csak az volt, hogy a nitritáló reaktorban, vagy szeparáltan egy azt követő reaktorban.

A múlt század legvégén svájci kutatók az anammox folyamat kialakulását biofilmes forgó tárcsás kontaktorokban (RBC) is kimérték. Ők a jelenséget RBC soron szerves anyagától döntően mentesített lakossági szennyvíz ugyancsak RBC-s utónitrifikálásánál tapasztalták, majd azonosították a mikroorganizmusokat is. Német kutatók valamivel később statikus biofilmes rendszerben mérték ki ugyanezt. Svéd kutatók elsősorban csurgalékvizek nitrifikációját vizsgálva tapasztaltak anaerob ammónium oxidációt mind

eleveniszapos, mind biofilmes rendszerekben, ha az iszapkor kellően nagy volt az ilyen mikroorganizmusok kifejlődéséhez. A nitritációt és anaerob ammónium oxidációt igen hamar egyetlen reaktorban is sikerült a megvalósítani. Mindenki igyekezett ezután a lehetőségeinek megfelelően kialakítani a technológiáját is. Egyesek a kísérleti üzemi szintnél nem jutottak tovább, mások a nagyüzemi méretben is sikeresnek bizonyultak. Bármely iszapforma esetében alapvetőnek bizonyult a biofilm forma, s a környezet gondos szabályozása, annak az igények szerinti ciklizálása. Ez az aktuális oxigénkoncentráció (levegőztetés ciklizálása), a betáplálás szabályozását, s vele az ammónium és nitrit koncentráció minimalizálását, szigorú DO maximum és szűk pH tartomány tartását jelentette, mint ahogyan azt a 16. ábra is mutatja.

A legelső gyakorlatban megvalósított mellékági anammox technológia (DEMON) innsbrucki kutatók (Wett, 2006), pontosabban a straasi szennyvíztisztító nevéhez fűződik, bár csaknem ugyanakkor üzemelték be a hollandiai ANAMMOX üzemét is (van Loosdrecht, et al, 2014). Mindegyik csoportnak mintegy 4 esztendőre volt szüksége a tenyészet megfelelő elszaporítására. Az osztrákok eleveniszapban, a hollandok granulált iszapban alakították ki a nitritáló - anammox kultúrát. Mindegyik technológia SBR üzemmódban működik. Ez biztosítja az iszapgranulációt, az anammox fajok elszaporodását a granulumban. A holland granulált iszap esetében (speciális reaktorkialakítás eredménye is) nem szükséges hidrociklonos granulum szeparáció, mint az eleveniszapos DEMON technológiánál. Ugyanakkor mindegyik üzem átváltásra kész mikroorganizmus tenyészetet is termel, hasonlóan a granulált anaerob iszapot termelőkhöz.

Az eddig bemutatott technológiák legnagyobb hátránya azonban az, hogy az energiatakarékos ammónium eltávolítást csak a mellékágon biztosítják, ahova az üzem nitrogénterhelésének csak a 20-25 %-a jut. A főágon a többit a hagyományos, nitráton keresztül vezető úton kell nitrogénné alakítani. Ebben jelenthet előrelépést az innsbrucki kutatók javaslata (Wett et al, 2013). Ők a granulum szeparációjuk kapcsán jutottak a javaslathoz, hogy a mellékágnak az eleveniszap részét a főágra visszaolttva, megfelelő szabályozással a nitritig történő ammónium oxidációt lehet erősíteni. Ezen túl a granulum főágra történő átváltásával ott anammox átalakítások is elképzelhetők. Ezt persze a gyakorlatnak éppen éveinkben kell igazolni.



16. ábra Szeparált nitrogéntávolítás az iszaprothasztás iszapvizéből a Straas-i (Ausztria) előülepítőből átalakított SBR üzemű deammonifikálóban.

Grafikonok: iszapvíz feladás, oldott oxigén koncentráció, pH és folyadékmagasság alakulása a medencében a 8 órás ciklusnál.

5.8 Energiatakarékos szennyvíztisztítás

Az energiatakarékosság korunk égető igénye. A szennyvíztisztításban ez azt jelenti, hogy egyrészt minimális mennyiségű szerves anyagot oxidáljunk el a főágon, minimális mennyiségű oxigén felhasználásával, másrészt az alig változtatott eredeti lebegő szerves anyagból és az iszappá alakított oldott szerves anyagból a maximális mennyiségű energiát állítsuk elő és használjuk fel magára a tisztítás oxigénellátására és a tisztítás egyéb lépcsőire. Ez a kettős igény csakis a kétlépcsős, két iszapkörös szennyvíztisztítással biztosítható (AB technológia-Böhnke, 1997). Az első, nagy terhelésű iszapkörben, amely nem nitrifikál, az oldott szerves anyag is lebegővé alakul, s ülepítés, sűrítés után rothasztásra kerül. Ilyenkor lehetőség van arra, hogy a nyersvíz KOI-jének mintegy 60 %-a az iszapba épüljön be, míg 30 %-a széndioxiddá oxidálódik. A 60 %-ból az iszaprothasztóban biogáz lesz, míg a főágon a szennyvíz KOI-jének a 10 %-a kerül csak tovább a második lépcsőre. A második lépcsőben így a KOI/TKN arány olyan kicsi lesz, amely a nitrifikációt bőségesen biztosítja. Gond azonban

ott a nitritálás, s az anammox kialakítása. Ehhez a szennyvíz hőmérséklete, s annak ciklikus, időszakos változása adott, amihez a korábban megadott szabályozás mellett még az anaerob ammónium oxidálók további adaptációjára is szükség van (Wett et al, 2013). Talán ennek a nehézségei miatt nyílt lehetőséget a főági, egyszerűbb nitrogén és foszfor eltávolításra a granulált aerob szennyvíziszappal (van Loosdrecht, et al, 2014). Mint említettem, jelenleg azonban ennek a technológiája még igencsak fejlesztés alatt áll. Az így üzemelő néhány tisztító ellenőrzése, optimalizálása tehát elengedhetetlen feladat. Ennek a megoldásnak mindezekén túl hátránya, hogy csak az üzemeltetésben energiatakarékos, miközben a szennyvíziszap energiataralmának jó részét a tisztítás során elveszíti.

Hasonló hiányossága van annak a nagyon újszerű főági megoldásnak is, amely a nitrátból kívánja az iszaprohasztás metánjával megoldani a denitrifikációt (Shen et al., 2012). Ez is energiaveszteség, éppen a metán felhasználása miatt. A rendszerkialakítás ugyanakkor elvileg nagyon egyszerű. A célszerű megoldást a fentiek alapján ezért mindenkor nagyon gondos gazdasági elemzés alapján lehet csak kiválasztani, amihez a biotechnológiai ismeretén túl az üzemméret, építészeti, gépészeti, szabályozási, sőt az iszapmaradékok feldolgozása, hasznosítása költségigényének a figyelembevétele is elengedhetetlen.

Hivatkozások

- Ardern, E. and Lockett, W. T. (1914) Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. *J. Soc. Chem. Industr.*, 33(10), 523-539.
- Böhnke, B. (1977) Das Adsorptions – Belebungsverfahren, *Korresp. Abwasser*, 24. 121-127
- Broda, E. (1977) Two kinds of lithotrophs missing in the nature. *Z. Allg. Microbiologie*, 17 (6) 491-3.
- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács, Zs. (2013) Korszerű szennyvíztisztítási technológiák. *Környezetmérnöki tudástár No. 28. Pannon Egyetem.* pp. 272.
- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács, Zs. (2014) Biofilmes eleveniszapos hibrid szennyvíztisztítás. *Környezetmérnöki tudástár No. 32. Pannon Egyetem.* pp. 180.
- Shen, L. D., He, Z. F., Zhu, Q., Lou, L. P., Xu, P. Zheng, X. Y. and Hu, B. L. (2012) Microbiology, ecology, and application of the nitrite-dependent anaerobic methane oxidation process. *Front. Microbiol.*, 3, 269.

- Stensel, H. D. and Makinia, J. (2014) Activated sludge process development. In: Activated Sludge – 100 Years and Counting. Ed. by Jenkins, D. and Wanner, J., IWA publishing 2014. 33-51.
- van Loosdrecht, M. C. M., Seah, H., Wah Y. L. and Cao, Y. (2014) The next 100 years. Ibid. 407-424.
- WEF (2010) Biofilm Reactors. WEF Manual of Practice No. 35. WEF, Alexandria, VA.
- Wett, B. (2007) Development and implementation of a robust deammonification process. Water Sci. Technol., 56 (7) 81-88.
- Wett, B., Omari, A., Podmirseg, S. M., Han, M., Okintayo, O., Gomez Brandon, M., Murthy, S., Hell, M., Takacs, I., Nyjhuis, G and O'Slaughnessy, M. (2013) Going for Mainstream deammonification from bench to full case for maximized resource efficiency. Water Sci. Technol. 68 (2) 283-289.
- Megjelent: Fazekas, B - Kárpáti, Á (2014) A szennyvíztisztítás elmúlt évszázada, jelenlegi energia problémái. VÍZMŰ Panoráma. 22 (5) 20-26.

6 Merre tovább lakossági szennyvíztisztítás

Fazekas Bence - Gulyás Gábor - Kárpáti Árpád
Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet

6.1 Bevezető

A lakossági szennyvizek tisztítása alig több mint egy évszázada vált a sűrűn lakott agglomerátumok szükségletévé. A vízfelhasználás jelentős növekedése, s vele a tisztított szennyvíz elhelyezése, a befogadó élővizek terhelése csökkentésének igénye tette azt elengedhetlenné. A lakosság szennyvízbe kisebb-nagyobb előtisztítás után többnyire a helyi ipari tevékenység szennyvize is belekerült. Biológiai tisztításukra valamivel több mint egy évszázada az eleveniszapos és a biofilmes megoldás került üzemelésre. Az ezeknél termelődő iszap tovább-feldolgozására nagyobb telepeknél a mezofil anaerob iszaprohasztás is bevezetésre került. Valamivel több, mint fél évszázad kellett ezután a töményebb, biológiailag jól bontható cukor, majd egyéb, hasonló ipari szennyvizek közvetlen metanizációjánál jelentkező iszapgranuláció felismeréséhez. A vele kialakított intenzív anaerob tisztítás világszerte történt gyors elterjedésének a hajtóereje a múlt század hetvenes éveinek elejétől már az ennek révén, metánként visszanyerhető energiatartalom és annak hasznosítása lett.

A lakossági szennyvizek elárasztott rendszerben kialakítható biofilmes, majd hibrid szennyvíztisztításának a kidolgozása, valamivel fentieket követően történt. Ezek fő célja a fajlagos térfogati teljesítmény növelése mellett a nitrifikáció biofilmben történő intenzifikálása lett. Az utóbbi években azonban már a lakossági szennyvíz szerves anyagában levő energia lehetséges maximális kinyerése, illetőleg a szennyvíztisztítás energetikailag önfenntartóvá, vagy energiatermelővé tétele is szükségszerű célként jelentkezett. Jelenleg talán még csak a szennyvízbe kerülő szerves hulladék, de a jövőben esetleg a tisztított víz energiatartalmának az újrahasznosítása is kulcsfontosságú lehet. Mindezek kiegészülhetnek a tisztított szennyvíz ismételen ivóvízként történő valamilyen újrafelhasználásának az igényével is, ami viszont a biológiailag tisztított víz ultraszűrését, fordított ozmózissal történő tisztítását is megköveteli.

Eleveniszapos rendszerben ez klasszikusan a két iszapkörös Böhnke által 1976-ban javasolt két iszapkörös (A/B) megoldással valósítható meg. A második lépcső hagyományos, nitráton keresztül történő denitrifikációjának a szerves tápanyag igénye ugyanakkor korlátozza az első iszapkörben annak az eltávolításának a mértékét. Ezt csak a néhány évtizede felfedezett anaerob ammónium-oxidáló mikroorganizmusok (Anammox) főági alkalmazásával lehet majd csak valaha költséghatékonyan ellensúlyozni. Az utóbbiak ottani elszaporítása azonban a tíz nap körüli osztódásuk, szaporodásuk miatt kis ammónium koncentrációnál nagyon nehéz. 10 fok körüli vízhőmérsékletnél szaporodásuk a lakossági szennyvizekben végképp le is áll. Ilyen üzemi alkalmazásuk ezért jelenleg még csak kísérleti jellegű.

Feladva ugyanakkor a hagyományos, eleveniszapos utat, aerob granulált iszapos (AGS) megoldással mind a szennyezőanyagok jelenlegi igényt kielégítő eltávolítása, mind az eleveniszaposakénak kevesebb mint fele energia (költség) felhasználásával történő tisztítása megoldható. Az aerob iszapgranuláció a korábban térben ciklizált anaerob/anoxikus/oxikus eleveniszapos átalakításokat időbeni ciklizálással valósítja meg (SBR). Valójában azonban csak napjainkra érett kiforrott technológiává (Nereda). Nem igényel külön ülepitőket, így jelentősen csökkenti a terület és beruházás költségét is. Az SBR technológia folyamatos folyadékfeladásához ugyanakkor minimálisan két párhuzamos egység, s előttük a napi vízhozam 15 %-át tárolni képes puffer-medence kell.

Jelenleg persze már arra is vannak elképzelések, hogy egy mérsékelt előülepitést követően a biológiai „előtisztítást” a klasszikus eleveniszapos egység helyett üzemanyagcellával biztosítsák, melyet követően a nitrogéneltávolítást a maradék szerves anyag felhasználásával egy ma még a főágon éppen fejlesztés alatt levő kombinált Anammox – heterotróf denitráló rendszerrel valósítsák meg. Ez a megoldás láthatóan még kétszeresen is csak álom, bár 1967-1985 között még az Anammox is az volt, ma meg már 120 körüli ilyen üzem működik világszerte. Kialakításuk, kiépítésük a jövőben a műszaki-biotechnológiai fejlődésnek, valamint a mindenkori energiaigénynek-ínségének, az emberiség energiabiztosításának függvénye lesz.

6.2 A szennyvíztisztítás kialakulása, időbeni dinamikus fejlődése

(Fazekas - Kárpáti, Á. 2014)

A lakossági szennyvizek tisztása azok elvezetésének, fertőzésveszélye csökkentésének céljából fejlődött ki. Előbb a talajszűréssel történő tisztításukat vélték megoldásnak, azonban hamar kiderült, hogy az nem lehet kellően intenzív, szabályozható és biztonságos. A tisztítást ezt követően az élővizektől kölcsönvett biológiai megoldásokkal lehetett sikeressé tenni. Ennél a víz (levegő) oxigénjét hasznosítva, a vízben élő, egymáshoz tapadt mikroorganizmusok lebegő csoportjaival (iszappelyhekkal) és azok felületekhez tapadó változataival (biofilmekkel) működik a szerves anyag széndioxiddá és kiülepíthető iszaptömeggé alakítása. Az iszapszaporulat a természetben a vízfenéken kialakuló oxigénhiányos környezetben tovább bomlik, metánná és bonthatatlan iszapmaradékká alakul. A szennyvíztisztításnál ez utóbbi folyamat is beépítésre került a technológiába, ahol az iszapmennyiség elegendő a gazdaságos metánkinyeréshez. Kisebb tisztítók ma már regionális iszaprohasztókra csatlakoznak, vagy valamilyen saját iszapvíztelenítést, stabilizálást, újrahasznosítást végeznek.

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás igazi technologizálását mintegy száz esztendeje az utóülepítő beépítése, s a keletkező iszap recirkuláltatása, biológiai kapacitásának a többszörös hasznosítása jelentette. Ezt követően a mikroorganizmusok levegőellátása vált a teljesítménynövelés meghatározójává. Mellettük a függőleges folyadék átfolyású, ásványi anyag töltetes biofilmes rendszerek éppen a nehéz töltet, kis fajlagos felület, iszapvisszatartás, rossz levegőztetési lehetőség miatt a műanyagöltetek kialakításáig jelentősen visszaszorultak. Az utóbbiak biofilmje viszont új fejlesztési távlatokat nyitott, mind a statikus, mind a mozgó biofilmhordozók eleveniszappal vegyes felhasználásával.

A múlt század közepére, a biológiai átalakítások és azokért felelős főbb mikroorganizmus csoportok pontosítása révén egyértelmű lett, hogy a szennyvíz tisztításánál a szerves anyagot hasznosító heterotrof és az ammóniumot oxidáló autotrof mikroorganizmus csoportok olyan egyensúlyát (részarányát) kell biztosítani, amely a lakossági szennyvízből mindkét szennyezőanyag kívánt mértékű eltávolítását lehetővé teszi (Fazekas et al., 2013.). Ezt karbon limitált tápanyagellátással lehet biztosítani. A heterotrofok túltáplálása a gyorsabb szaporodásuk miatt az ammónium-oxidáló autotrófokat gyakorlatilag kiszorítja a kevert kultúras eleveniszapból.

A biofilmnél a film mélységében a diffúzió korlátozta eltérő tápanyag ellátottság, s az így eltérő szaporodási sebességek a nitrifikálók megfelelő szelekcióját eredményezhetik. A felszín alatt szaporodó nitrifikálók kisebb mértékű „leszakadása” révén a biofilm iszapkora, s a bennük koncentrálódó nitrifikálók térfogati teljesítménye is nagyobb lehet, mint az iszappelyhek konzorciumáé. Ez az eleveniszapétól eltérő tápanyag-ellátottság, szabályozás a biofilmben minden lassan szaporodó mikroorganizmus csoportnál ilyen szelekciót eredményezhet (Fazekas et al, 2014, Stensel – Makina, 2014). Ennek a gyakorlati alkalmazására napjainkra sokféle biofilmes, eleveniszapos-hibrid rendszerben sor került: Ilyen szelekciót hasznosít az alig tíz esztendeje üzemeltetett granulált iszapos Anammox technológia (Ali et al., 2015), valamint a lakossági szennyvizek tisztítására napjainkra kifejlesztett aerob granulált iszapos (GAS) megoldás is. Az utóbbi, a Nereda gömbformába zsugorodó biofilmjében speciális tápanyagellátás ciklizálással még a biológiai többletfoszfor akkumulációt is sikerült megvalósítani (Kartal et al., 2013).

6.3 A szerves anyag, majd N és P eltávolítási igény növekedése és következményei

Az eleveniszapos nitrifikáció múlt század közepét követő általános elterjedésével azonban az is nyilvánvalóvá vált, hogy az ammónium élővizek halállományára gyakorolt toxikus hatásának a csökkentése denitrifikáció nélkül az élővizek alga és növényvilága válik nitrátban túltáplálttá, egyidejűleg veszélyt jelentve a csecsemőkre is a talajvizek nitrátszennyezése, s azon keresztül a methemoglobinémia lehetősége miatt. A denitrifikáció tehát a hatvanas évekre elengedhetetlen igénnyé vált. Szerencsére a nitrát nitrogénné alakítását a heterotrof mikroorganizmusok oxigén hiányában meg tudják oldani. A denitrifikációhoz (nitátredukció elemi nitrogénné) azonban 4,3 g KOI egyenértékű szerves anyag kell minden gramm nitrát-N ilyen átalakításához. Ez azonban a lakossági szennyvizekben az adott időszak eleveniszapos szennyvíztisztításánál biztosítva volt a kívánt mértékű denitrifikációhoz. Kivitelezése csak megfelelő nagyságú nem levegőztetett iszapos tér biztosítását igényelte a technológiában. Az utóbbiban a levegőztetés hiányában persze mechanikus keveréssel kell biztosítani az iszappelyhek mikroorganizmusainak a megfelelő nitrát és szerves anyag ellátását.

Közvetlen ezután, a múlt század hatvanas éveinek végére hasonlóan szükségessé vált a foszfor döntő hányadának az eltávolítása is a szennyvízből. Ezt előbb kémiai úton, a foszfát két-, és három-értékű kationokkal történő kicsapásával, majd az azokkal jelentősen növekedő vegyszerköltség és iszaphozam növekedés és áttételes hatásai miatt biológiai többletfoszfor eltávolítással sikerült megoldani. Az utóbbihoz egy további mikroorganizmus csoport, a foszfor-akkumuláló heterotrofok (PAH) szelektív elszaporítására volt szükség. Ehhez az eleveniszapos rendszer elejére egy anaerob tér beiktatására kellett. Abba kell érkeznie a nyersvíznek, melynek az acetát tartalma és a ciklikus környezetváltozás (anaerob/aerob) a PAH mikroorganizmusok szelektív elszaporodását eredményezi. Ezekkel a fejlesztésekkel múlt század nyolcvanas éveire kifejlődtek az úgynevezett teljes tápanyag eltávolítást biztosító folyamatos betáplálású eleveniszapos rendszerek. Ezek a sokféle anaerob/anoxikus/oxikus térkombinációikkal, ciklizálásukkal esetlegesen külső tápanyaggal történő utódenitrifikációjukkal akár teljes denitrifikációt (nitrogéneltávolítást) is biztosíthattak. Térfogati teljesítményük a szimultán szerves anyag oxidáció és nitrifikáció miatt ugyanakkor erősen korlátozott, csak 1 kg KOI/m³d körüli. Az ülepitett lakossági szennyvíz KOI/TKN arányát figyelembe véve ez mintegy 0,15 kg összes N/m³ nitrogéneltávolító térfogati teljesítménynek felel meg.

A biofilmek mélyebb rétegeiben denitrifikáció is lejátszódhat, amit azonban meglehetősen nehéz szabályozni. A biofilmekben a biológiai többletfoszfor akkumuláció még reménytelenebbnek tűnt. A folyamatosan aerob filmfelület és közel egyenletes tápanyag ellátottság miatt a biofilm mélyebb rétegeiben az ahhoz szükséges mikrobiális szelekció nem alakulhatott ki.

Változott azonban a helyzet a nyolcvanas évek elején kialakított, elárasztott rendszerben üzemelő biofilm hordozókkal. Ezeket anoxikus és anaerob terekben is lehet az aerobbal ciklizálni. A denitrifikációhoz még nincs is szükség a biofilm utaztatására sem az egyes tereken keresztül, elég csak a folyadék áramoltatása. Mozgó biofilm horgozót, s vele a biofilmet megfelelő szűrőkkel visszatartva a nitrogéneltávolítás a rögzített hordozón is az eleveniszaposhoz hasonlóan alakul az anoxikus és oxikus terekben. A nitrifikálók ilyen biofilmes szelekciója a hibrid rendszerek térfogati teljesítményét a tisztán eleveniszaposakénak a háromszorosára is növelheti. Ez mintegy 3 kg KOI/m³ medencetérfogat KOI és csaknem 0,5 kg összes N eltávolító teljesítményt jelent egy köbméter reaktortérre számolva. Előnye a megoldásnak, hogy a hibrid rendszer biofilmje nem terheli az utóülepitőt, ugyanakkor csaknem

megduplázhathatja az oxikus zónában működő biomassza tömeget. Természetesen ilyenkor a biofilm foszforeltávolítása limitált, s a többletfoszfor eltávolítását vegyszeresen kell megoldani. Ha ezt az előülepítéssel kombinálják, az azt követő biológia iszaphozama alig változik. Egyébként a vegyszeres iszap a biológia iszaptermelését növelve (mintegy 20-30 %-os iszaphozam növekedés) az aktív eleveniszap tömeg csökkenését, s vele a térfogati teljesítmény csökkenését eredményezi.

Kedvezőbb lehetőség adódhat, ha a biofilm hordozó cirkuláltatására is lehetőség van hibrid-biofilmes rendszerben. Az eleveniszapos részben ilyenkor a PAH fajok kellően elszaporodhatnak. A biofilm hordozók megfelelő mozgatása az egyes tereken keresztül ugyanakkor bonyolult, amiért is ilyen megoldások nem terjedtek el napjainkig sem. Egyszerűbb az olyan biofilmes-eleveniszapos hibrid megoldás kiépítése, melynél a biofilm csak a levegőztetett térben, esetleg az oxikus és anoxikus térben van megfelelő szűrőkkel visszatartva. Az eleveniszap térrészben a nyersvíz acetátjával a PAH-ok megfelelő dominanciája jöhet létre, ami elég lehet a teljes biológiai foszforeltávolításhoz is a már említett, eleveniszapénak többszörös térfogati teljesítménnyel. Sajnos a biológiai foszforeltávolítás az eleveniszapos és hibrid rendszerekben nem kellően stabil, ezért a vegyszerek támogatást rendszerint mindig kiépítik hozzá a foszforeltávolítás folyamatos biztonsága érdekében.

6.4 Anaerob és aerob iszapgranuláció és fejlesztése

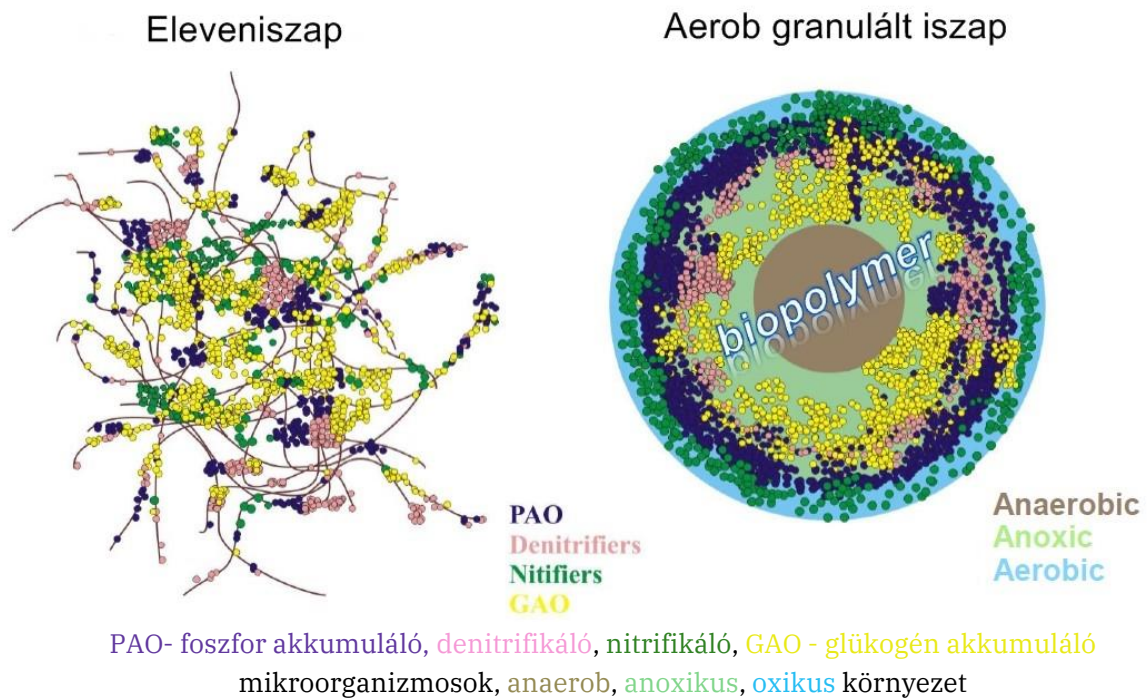
Az élelmiszeripari szennyvizek anaerob tisztításának fejlődése, az iszapgranuláció mindezekkel párhuzamosan, mint ahogy a bevezető is említette, ugrásszerű térfogati-teljesítmény növekedést eredményezett, de csak a szerves anyag eltávolításban. Ezt az ilyen iparágak energiaigénye is generálta. Minimális iszaptermeléssel minél több metánt, s vele energiát igyekeztek kinyerni, még ha az ilyen tisztítás csak a közcsatorna előírásait tudja is csak kielégíteni. Pontosabban esetenként azt sem, ha a tisztítandó szennyvíz, technológiai víz igen nagy mennyiségű ammóniumot, vagy fehérjét tartalmaz. Az anaerob granulált iszap az eleveniszapossal szemben ugyanakkor a egy nagyságrenddel történő térfogati teljesítmény növelést tett lehetővé. Igaz mezofil hőmérséklet tartományban, ami azonban a kérdéses ipari vizek döntő részénél biztosítva volt. Egyébként 5000 mg metanizálható KOI/l már a saját hőntartást is biztosíthatja. Jó példa erre egy hazai üzem ilyen tisztítója,

amelynek a meleg szennyvízéből már 2000 mg KOI/l egyenértékű metanolt is érdemes volt metanizálni ilyen megoldással (Fazekas et al., 2013).

Legfontosabb persze az anaerob granulált iszapnak a nagy sűrűsége és ülepedési sebessége, ami lehetővé teszi, hogy a tisztítás elkülönített ülepítés nélkül működjön. Pontosabban a magas építésű expandált granulált ágyas reaktorok felső részében kialakított kisebb iszapvisszatartó, gázseparáló tér is megfelelő működést biztosít. Az iszapgranuláció lehetővé teszi a reaktorokban a 60 g/l körüli iszapkoncentráció kialakítását, ami részben magyarázza az elérhető nagy fajlagos térfogati teljesítményt (10-20 kg KOI/m³d). Ehhez persze az expandált granulált iszapos üzemeltetés is elengedhetetlen a maga kellően nagy belső gáz-recirkulációjával az iszapgolyócskák egyenletes, jó tápanyagellátása érdekében.

Az anaerob iszapgranuláció kidolgozása ugyanakkor hasonló aerob granuláció kialakítására sarkallta a kutatókat a térfogati teljesítménynövelés érdekében. Ígéretesnek tűnt az aerob granuláció a nitrifikáció térfogati teljesítményének az egyidejű növelésére is. Hamarosan kiderült azonban, hogy folyamatos levegőztetéssel aerob iszapgranuláció nem alakul ki, bár a ciklikusan levegőztetett air-lift rendszerek már kedvezőbb iszapszerkezet kialakulását tették lehetővé (Fazekas et al., 2013). Végül a megfelelő aerob granulációhoz elengedhetetlennek bizonyult a szakaszos betáplálású, szabályozott, szakaszos levegőztetéssel történő üzemeltetés, amelyek mellett a reaktorban (SBR) történő gyors ülepítés biztosítja talán elsősorban a megfelelő iszapszelekciót. Az aerob granulált iszap nitrogéneltávolítása optimális oxigénellátottságnál jónak bizonyult. Később az is kiderült, hogy az iszapgolyócskákban még a tápanyag ellátás gondos szabályozásával a PAH mikroorganizmusok szelekciója is elérhető, mint azt a 17. ábra mutatja.

Ez a megoldás azonban csak az utóbbi években került üzemelésre. Eredményeinek ismertetése előtt viszont az ammóniumban gazdag szennyvizekből lehetséges energiatakarékos nitrogéneltávolítás párhuzamos fejlődését, s annak a lakossági szennyvíztisztításba történt beépítését tekintjük át. Egy különleges hazai példa bemutatásával is hangsúlyozni próbáljuk, hogy a biofilmnek és iszapgranulációnak, mekkora jelentősége van a különböző nitrogéneltávolítási utak megvalósításában.



17. ábra A mikroorganizmus csoportok elhelyezkedése az átlagosan 30-130 mikron méretű, mechanikailag instabil eleveniszap pelyhekben és a többszöröse méretet elérő tömör, szilárd granulumokban. (Winkler et al., 2012)

6.5 Energiatakarékos nitrogéneltávolítás kialakítása

A nitrogéneltávolítás a hagyományos nitráton keresztül történő út mellett elvileg nitriten keresztül is történhet heterotrof nitrit redukcióval. Ez az elsónél energiatakarékosabb Sharon megoldás (Hellings, 1998) a metanoligénye miatt mégsem terjedt el általánosan. Az autotrof aerob nitritálás, majd hasonlóan autotrof anaerob denitritálás, a deammonifikáció (Anammox) viszont az arra alkalmas mikroorganizmus fajok igen lassú szaporodása miatt fejlődött lassan, holott annak az oxigénigénye 60 %-al, szerves tápanyag (KOI) igénye pedig 100%-al kisebb a nitráton keresztül vezető útnál. Kisebb ennél a nitrogénmentesítésnél a keletkező üvegház hatású N_2O mennyisége is (Kartal et al., 2013). Az iszapgranulációban kifejlődő Anammox mikroorganizmus fajok eloszlását illetően egyébként a 16 rRNA génszekvenciás vizsgálatok azt látszanak igazolni, hogy arra a mindenkori folyadék sótartalmának van a legnagyobb hatása (Sonthiphand et al., 2014). Természetesen a teljesen autotrof nitrogéneltávolítás iszapfázisa is csak 10 %-a a nitráton keresztül történő heterotrof redukciónak. Az ilyen nitrogéneltávolítás éppen ezért csak melegebb, nagy ammónium tartalmú és szerves anyagban szegény ipari szennyvizekkel

volt korábban kiépíthető. Más kérdés, hogy a granulált iszapos intenzív anaerob szennyvíztisztítás rohamos elterjedésével egyre több ipari szennyvíz esetében maradt erre az utótisztításra az arra éppen kedvező koncentrált és meleg ammóniumos víz. Ezek mellett hasonlóan nagy ammónium tartalmú csurgalékvizek is egyre nagyobb mennyiségben jelentkeztek a szilárd hulladéklerakók alól. Ezekre már közel 120 Anammox nitrogénmentesítő üzemet építettek ki az ezredforduló óta (Ali – Okabe, 2015).

Az ilyen vizek sorában utolsóként említhető a legszélesebb körben elterjedt eleveniszapos tisztítás iszapmaradékra rothasztásának a hasonlóan meleg és ammóniumban viszonylag gazdag iszapvize, amelyre viszont éppen az általános jelentkezése miatt alakulhatott ki végül a megfelelő üzemi technológia. Az utolsó évtizedben kiépült mellékáramkörű, ilyen Anammox üzemek száma is mára a több tízes nagyságrendben van. A nitrogéneltávolító teljesítményük is széles tartományban mozog (1-7 kg N/m³), a nagyobb üzemelő egységeknél ez 1 kg N/m³ körüli érték, ami persze így is igen jelentős (Ali-Okabe, 2015). Ezzel szemben az Anammox a lakossági szennyvíztisztítás főágán napjainkig sem került még bevezetésre. Ennek a legfőbb oka az ottani kis ammónium koncentráció mellett az, hogy bár laboratóriumban már sikerült 10 °C hőmérsékleten 0,4 kg N/m³ teljesítménnyel is üzemelni ilyen egységet (Lotti et al., 2014), ezen a hőmérsékleten a lakossági szennyvíznél az anammox tenyészet szaporulata teljesen leáll.

Bebizonyosodott azonban, hogy az Anammox mikroorganizmus fajok, leggyorsabban apró iszapgolyócskákban szaporodnak el (Ali et al., 2015). Esetenként azok mérete alig néhány tized milliméter, ami már szinte az eleveniszap iszapelyheinek tartománya. Hasonlóan elszaporodtak azonban megfelelő tápanyag ellátottság esetén statikus, vagy mozgó biofilm hordozón kialakuló biofilmekben is. A lakossági iszaprothasztás csurgalékvizének az ilyen tisztítására Svájcban üzemelő forgó tárcsás kontaktorok tárcsáiról lekapart biofilm gondosan ellenőrzött továbbszaporításával tudták az Innsbruck melletti Straas-ban elsőnek üzemeltetni az egylépcsős Anammox technológiát 2004-ben DEMON márkanévvel (Wett, 2006). Az adaptáció során az iszap granulálódott, s a félezer köbméteres SBR medencében történő továbbszaporítás már a félüzemben termelt 4,5 m³ ilyen iszap tovább oltásával történt. Elvileg a nitrit előállítás a Anammox folyamathoz szeparáltan is történhet, azonban egyszerűbb, olcsóbb, s kellően biztonságos, jól szabályozható az egy lépcsőben (reaktorban) ciklizáltan történő nitritálás/denitritálás. Ez a rotterdami 2002-ben indítani szándékozott kétlépcsős Sharon-Anammox egység esetében jól

igazolódott. Esetükben is 4 esztendeig tartott a megfelelő tenyészet és technológiai berendezés kialakítása, s csak 2006-ban indulhatott a Sharont kikapcsolva teljes üzemű Anammox iszapvíz nitrogénmentesítő (van der Star et al., 2007).

Az Anammox megoldásnál nagy hátrány a szerves anyagok, különösen metanol túlzott jelenléte. Az utóbbi eléggé általánosan, de nem azonos mértékben mérgező a különböző Anammox fajokra (Ali-Okabe, 2015). A szerves szén viszont éppen a heterotrófok szaporodását támogatja, amelyek a két nagyságrenddel lassabban szaporodó Anammox fajokat kiszorítják az iszapgolyócskákból. Az utóbbiak természetesen az oxigén jelentősebb koncentrációját sem szívelik. A fenti átalakításokhoz ugyanis elvileg csak hidrogén-karbonát kell. Ennek a kifúvatását elkerülendő a levegőztetéssel is nagyon csínján kell bánni, de az ammónium felének a nitríté alakításához az oxigén is elengedhetetlen. Alapvető gond emellett az ammónium oxidációjának a megállítása nitrinnél. Ehhez a melegebb víz, kis oxigénkoncentráció és szűk pH tartása kedvező. A szabályozás tehát nem egyszerű, de ma már van olyan fejlett, hogy ne legyen a kivitelezés gátja. A pH és nitrít koncentráció szabályozását a gyakorlatban éppen a megfelelő ütemű, lépcsőzetes nyersvíz betáplálással, s az azzal szinkronban végzett szabályozott levegőztetéssel lehet szigorú határok között tartani (Wett, 2006). Az első üzemindításoknál a megfelelő teljesítmény eléréséhez elég hosszú időre, mintegy 4-5 évre volt szükség. Ezek iszapjának a továbboltásával ugyanakkor ma már az ilyen üzemek indítása lényegesen gyorsabb lehet.

6.6 A lakossági szennyvíztisztítás energiaracionalizálása és következményei

A lakossági iszaprohasztók csurgalékvizeinek a fenti, energiatakarékos, mellékági nitrogénmentesítése esetén is azzal csak a tisztító teljes nitrogénterhelésének maximálisan 15-20 %-át lehet eltávolítani a szennyvízből. A döntő rész eltávolítására marad a költségigényes, nitráton keresztül vezető főág. Az utóbbi években az energia és költségtakarékosság azonban egyre fokozott igény, így a szerves anyag minél nagyobb hányadának metánná alakítása a cél. Erre lehetőséget ad a két iszapkörös, Böhnke (1977) nevéhez fűződő, régóta ismert A/B technológia. Ennél a második lépcsőjére a lehető legkevesebb szerves anyagot lenne célszerű átengedni. Ez azonban ott a denitrifikációnál okoz szerves tápanyaghiányt. Ezt külső metanol, vagy glicerin

adagolással ugyan pótolni lehet, de jelentős költséggel. Ennek ellensúlyozására próbálják napjainkban a nitritálás/anaerob denitritálás valamilyen beépítését a tisztítás második iszapkörébe. A mellékági Anammox lebegő iszapjának az oda történő bevezetésével lehetséges ez, amit kiegészíthetnek a granulálódó iszap kis hányadával az ottani anaerob denitritáció erősítésére történő átvezetésével is (Stensel – Makinia, 2014, Wett et al, 2014). Elképzelhető, hogy sikeresebb lehet a második lépcsőben az Anammox mikroorganizmusok elszaporítása valamilyen polimer gél vagy granulátum felhasználásával (Ali et al., 2015).

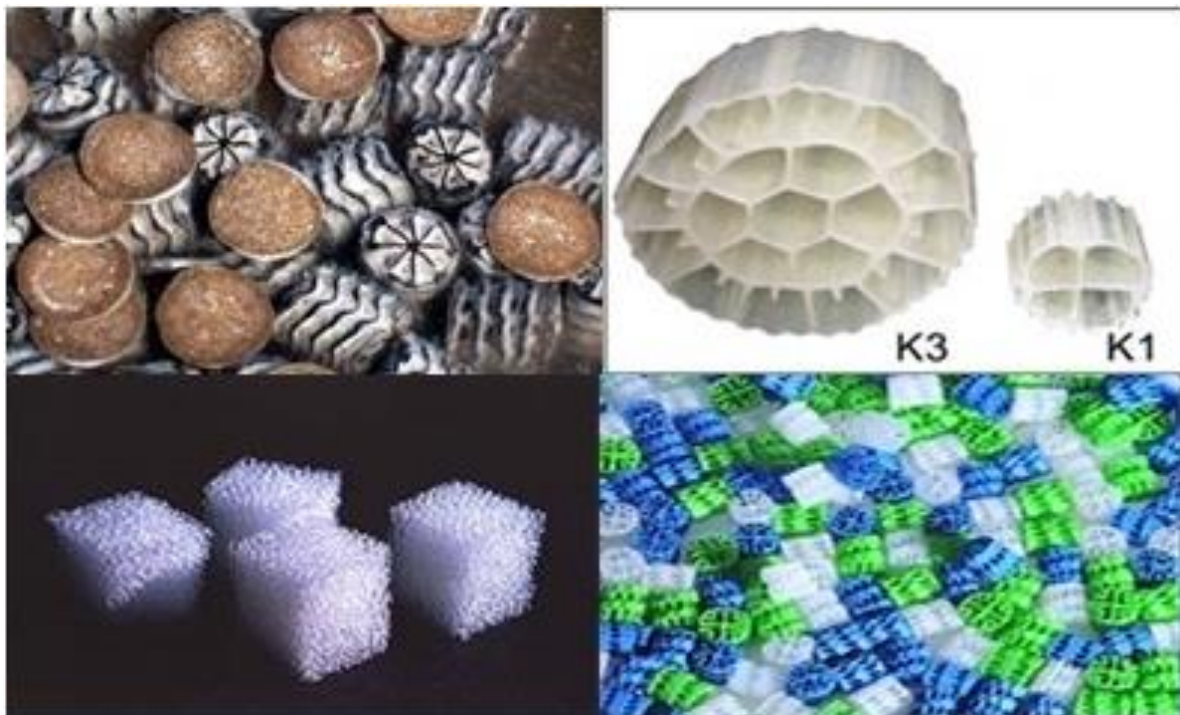
Természetesen a további fejlesztés során a Böhnke által javasolt klasszikus eleveniszapos A/B kialakítástól a jövőben a második iszapkörben várhatóan el kell térni, mert a nitritálást és a denitritálást is az üzemeltetés megfelelő módosításával, netán biofilmes, vagy biofilmes-hibrid rendszerként történő kialakítással kell erősíteni. Ez persze itt is egy esetleges puffer kiépítését, s a második lépcső SBR egységként történő üzemeltetését igényelheti majd. Ilyenkor megfelelő granulált iszap keletkezése az SBR után már nem igényel további utóülepítést sem, bár az ilyenkor keletkező lebegőanyag tartalom kritikus tényezője lehet az iszapszeparációnak. A mellékági Anammox, vagy ipari szennyvíz ilyen nitrogénmentesítése esetén ugyanakkor a lebegőanyag tartalom nem meghatározó kérdés, hiszen az ott kezelt víz döntően a lakossági eleveniszapos tisztítóban kerül utótisztításra, ahol az eleveniszap a finom lebegő részeket megfelelően kiszűri.

6.7 Hazai üzemi tapasztalatok

Érdekes adatokat gyűjtöttünk mintegy egy évtizede a hódmezővásárhelyi kétlépcsős, A/B típusú eleveniszapos lakossági szennyvíztisztítóból (Fazekas et al, 2014). Az első iszapkör levegőztetőjében a szennyvíz átlagos tartózkodási ideje mintegy másfél óra volt, 0,3 mg/l oxigénellátottság mellett. A levegőztetést egy átlagosan 4 órás átlagos HRT-jű közbenső ülepítés követte. Ezután már csak a nitrogénterhelés mintegy 60-70 %-a került át a második iszapkörre (60 mg ammónium-N/l) 120 mg/l KOI-vel, melynek a második iszapkörben a fele került eltávolításra. A második levegőztető medencében a HRT két órás volt, átlagosan 4 mg/l oxigénkoncentráció mellett, melyet 5 órás átlagos HRT-jű utóülepítés követett. Az első és második iszapkörben az iszapkoncentráció 7, illetőleg 4 g/l volt. A rendszer nyáron jól nitrifikált és mintegy 60-70 %-os nitrogéneltávolítást végzett, télen az összes nitrogén eltávolítási hatásfoka mintegy 50 % körül volt.

A tisztító tapasztalataiból érdemes kiemelni, hogy a nagyon rövid levegőztetési idő ellenére az első lépcsője 85 % körüli KOI eltávolítást biztosított. Az első iszapkör talán túlzott méretű ülepitőjében nagyon sok iszap pangott anaerob körülmények között jelentős gázfejlődéssel, ugyanakkor a hidrolízis eredménye a túlfolyóvizében nem jelentkezett. A második lépcső eleveniszapja télen így is csak korlátozottan nitrifikált. Hogy a második iszapkör még nagyobb utőülepitőjében pontosan milyen folyamatok révén történt a nitrogén eltávolítása, soha nem tisztázta senki. A foszfort természetesen vegyszeresen kell eltávolítani az ilyen rendszernél, ami azonban az adott üzemben időnként nagyon hiányosan történt csak meg.

Felvetődhet a kérdés, hogy milyen lehetett volna a nitrogéneltávolítás, ha a második levegőztetett medencét (800 m³) az eleveniszaposból egy mozgó ágyas - biofilmes hibrid rendszerré alakították volna. A biofilm a hőmérséklet ellen is védettebb, mint az eleveniszap, s a téli vízhőmérséklet itt csak általában csak 13 °C-ra csökkent. A biofilmben a DO koncentráció csökkentésével esetleg nitritáló és Anammox fajok is jobban elszaporodhattak volna. Könnyen megoldható lehetett volna egy kiegyenlítő medence beiktatásával a ciklikus szennyvíz betáplálás és azzal szinkronizált levegőztetés is, ami az aerob iszapgranulációnak kedvező. Más kérdés, hogy a 18. ábra által bemutatott biofilm hordozókat akkor ugyan már ismertük, elterjedésük azonban hazánkban azóta sem következett be.



18. ábra Biofilm hordozók elárasztott, mozgó ágyas, biofilmes és hibrid rendszerek kialakításához.

A fentiekből azonban egyértelmű, hogy a túlzott energia visszanyerési igény mellett nem szabad megfélekedni a nitrogéneltávolítás kellő biztonságáról sem. Meg kell tehát fontolni, milyen mértékű előzetes szerves anyag eltávolítás engedélyezhető csak meg a két iszapkörös rendszerekben a második lépcső megfelelő nitrogéneltávolítását biztosítandó.

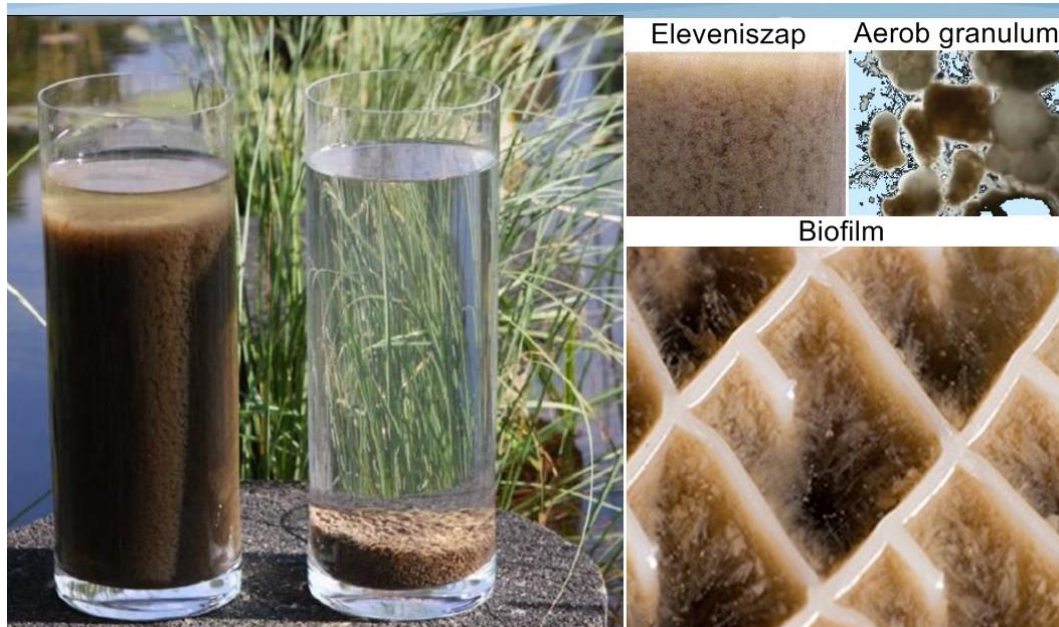
6.8 Granulált aerob iszapos (GAS) tisztítás (Pronk et al, 2015)

Az aerob iszapgranuláció fejlesztése a jelen évtizedben az anaerobéhoz hasonló eredményt ért el. Teljes tápanyag eltávolításra alkalmas változatuk ma már több nagyüzemben is működik (van Loosdrecht, et al, 2014, Pronk et al., 2015). Az SBR üzemmód, speciális tápanyagellátás és levegőztetés olyan iszapgranulációt eredményezett, melyhez nem szükséges szeparált utóülepítés. Ennek lehetőségét a 19. ábra bizonyítja.

A tisztított víz lebegőanyag tartalma ennek ellenére az eleveniszapos SBR rendszerekéhez hasonlóan kielégíti a tisztítási követelményeket. Ezen túl az aerob granulumok stabilak, szétesésre nem hajlamosak, mint a korábbiak túltáplálás esetén, s nem csak a nitrogén, de egyidejűleg a foszfor eltávolítására is képesek. Természetesen az ilyen granulált iszapnak azért jelentős iszaphozama van. Mintegy az eleveniszaposéknak a fele. A granulumokat a foszforeltávolításhoz a (PAH) mikroorganizmusaikkal megfelelő ütemben el kell távolítani, egyébként a foszfát eltávolítása visszaáll egy lényegesen alacsonyabb szintre. Az ilyen rendszerben kialakuló iszapkor éppen ezért mintegy másfélszerese a kis terhelésű eleveniszapos teljes tápanyag eltávolítást biztosító rendszerekének (30 nap körüli), míg a fajlagos iszaphozam közelítőleg fele az ott jelentkezőnek. Érdekes jelenség, hogy az ammónium oxidációja és a nitrát redukciója is a granulum közvetlenül felszín alatti rétegében történik a biofilmekéhez hasonlóan. A golyócskák valamivel mélyebb, tömören rögzült rétegében ugyanakkor foszfor-, és glikogénakkumuláló fajok elszaporodtak el.

A nitrogén eltávolítása az ilyen iszapnál teljes hányadában a granulumok felső, szilárdabb kérgében a szimultán nitrifikáció és denitrifikáció révén valósul meg. A nitrogén eltávolítását a levegőztetett ciklus oxigénellátásával lehet szabályozni (közelítőleg 1,5 mg/l körüli), de az ammónium koncentrációja alapján az oxigénkoncentrációt a levegőztetési szakasz vége felé szükségszerűen csökkenteni kell denitrifikáció fokozása érdekében. A golyócskák belsejében a nitrogén eltávolító és foszfor-akkumuláló (ciklikusan betároló)

mikroorganizmusok alatt a kívülről épülő iszap tömeg folyamatos bontása, hidrolízise folyik. A golyók felszíni részén, a legnagyobb sebességgel szaporodó heterotrof szervezeteket fonalait ugyanakkor protozoák legelészik, tisztítják, hasznosítják. Ezzel ők is hozzájárulnak az iszapgranulációhoz, és fajlagos iszaphozam csökkentéséhez.



19. ábra Eleveniszap, granulált iszap és biofilm a folyadékfázisban ülepítés után.

Ez az aerob granulált iszapos lakossági szennyvíztisztítási technológia (GAS) időben talán az eddig legutolsónak kidolgozott megoldás, amely Nereda márkanéven ismeretes. Fejlesztése, üzemeltetése az Anammox rendszerekénél is hosszabb időt igényelt. A két külföldön megépített „tanuló” üzem után 2010-ben Epeben épült fel a Royal Haskoning DVH első hollandiai aerob granulált iszapos (AGS) hazai üzeme (van der Roest et al., 2011; Giesen et al., 2013). A cég második igazán nagy ilyen hazai üzeme 2013 júliusában lett azután kész Garmerwoldeban. Beüzemeltetése ugyanazon év őszén történt. Fél év után érte el a teljes tervezett kapacitást. A próbaüzem 2014 márciusától decemberig tartott (Ponk et al., 2015). A március és december között mért eredményei a szerves anyag megfelelő eltávolítása mellett az összes nitrogén 7 mg/l, s az összes foszfor 1 mg/l alá történő csökkentését bizonyították. Fontosnak bizonyult a foszforban gazdag iszapot nagyon gyors víztelenítése, hogy az azt megelőző tárolásánál a foszfor visszaoldódása minimális legyen, alig kerülhessen vissza a tisztításra.

Az SBR rendszerű tisztítóban az előülepített szennyvíz betáplálása a reaktor alán levő iszaprétegbe történik a mintegy fél órás ülepítést követő 1 órás

folyadék kiszorításos, dugószerű áramú nyersvíz bevitel mellett (folyadékfelvitel felszíni réteg kiszorításával). Így a teljes medencetér fogat folyamatosan vízzel van töltött. A két 9600 köbméteres SBR egységbe valamivel kevesebb, mint napi 4-4 ciklusban (ciklusidő 6,5 óra), váltakozva kerül feladásra naponta 28600 köbméter előülepített szennyvíz. A ciklusonkénti levegőztetési idő ilyenkor 5 óra. A reaktorokban a HRT ennek megfelelően közelítőleg 2/3 nap, ami viszonylag nagy biológiai (0,1 kg KOI/kg TSSd – 0,8 kg KOI/m³d) terhelést is jelentett a teljes tápanyag eltávolításhoz. A ciklusidő 3/4-edét kitevő levegőztetés ugyanakkor jó oxikus időhányadot, szerves anyag és nitrogéneltávolítást biztosított. A próbaüzem végére egyébként az eleveniszappal oltott üzem 30 perc ülepités utáni 90 ml/g térkitöltésű iszapja (SVI₃₀, ami (analóg az iszapindexel, vagy Mohlmann indexel) 35 ml/g térkitöltésű granulált iszappá alakult. Ennek az 5 perc ülepedés után mért térkitöltése átlagosan 45 ml/g lett (SVI₃₀), miközben az iszap több mint 80 %-a 0,2 mm részecskeméretűnél nagyobb granulum volt. A rendszerben termelődő iszap tehát igen gyorsan ülepedett. Ennek ellenére az ilyen üzemi tisztításnál valamekkora flokkuláló iszaphányad is keletkezik az iszapban, ami többféle összetevőkből adódik össze, s végül is javítani látszik az iszap vízszűrő képességét, lebegőanyag mentesebb elfolyó vizet produkálva.

A két egység napi átlagos szerves anyag terhelése 14636 kg KOI egyenérték volt, amiből naponta 3900 kg fölösizap keletkezett, illetőleg került eltávolításra. A GAS tisztító térfogati teljesítménye ennek megfelelően $14636/19200 = 0,75$ kg KOI/m³d, a fajlagos iszaphozama $3900/14636 = 0,27$ kg TSS/kg KOI lett átlagosan. Az üzemeltetésnél a szárazidejű térfogati és biológiai terhelés tehát egyáltalán nem volt nagy. A tisztítást ismertető közleményből azonban nem pontosítható, hogy az esős időszakokban, amikor a kétszeresnél is nagyobb térfogati terhelés érkezett a GAS tisztítóra, hogyan alakult annak a térfogatfajlagos KOI eltávolítása. Valószínű, hogy az meghaladhatta az eleveniszaposakéra korábban megadott 1 kg KOI/m³d értéket. Mindemellert biztonságosnak talán csak a 0,75 kg KOI/m³d fajlagost, biológiai teljesítményt tekinthetjük.

A medencékben az iszapkoncentráció a kezdeti 4 kg/m³-ről a próbaüzem végére megduplázódott. az iszaptérfogat az igen rövid ülepités után a medencében 30 % körülnek adódott, ami a 7 méteres folyadékszint esetén alig több 2 méternél. Ez tette lehetővé a ciklusonként 28600/8 (3600) köbméter nyersvíz iszapréteg alá, dugószerű áramlással történő folyamatos, 1 óra időtartamban történő bevezetését. Ezt biztosítandó egy 4000 köbméteres puffer medence áll

rendelkezésre a reaktorok előtt. A folyadék egyenletes bevezetése, elosztása a medencefenéken kritikus, mert a mintegy 3 méteres vízréteg betáplálása mellett szükség esetén (száraz időszak kisvíz hozama) mintegy 2500 köbméter elfolyó víz (felső vízréteg túlfolyása) iszap alá történő recirkuláltatását is biztosítani kell a denitrifikáció fokozása érdekében. Az eleveniszapos rendszereknél esetenként szükséges 4-5 körüli belső recirkuláció arányával szemben a granulált aerob iszapnál ezt 0,3 körül elégséges. A nagyobb esőzések esetén a két SBR egység hidraulikus terhelését mintegy a duplájára sikerült növelni a száraz idei 28600 m³/d mennyiségről. Ez a teljes ciklus 6,5 órától 3 órára, s a levegőztetési ciklus 3 órától 1 órára történő csökkentését igényelte ilyenkor, másfélszeresére növelve a folyadékfeladás időtartamát is. A foszforeltávolítást ilyen terheléseknél vegyszeres foszfor kicsapattal támogatták. Ilyenkor 0,18 Fe(III)/P mólarányban adagolták a kicsapószert, amivel 90 %-os foszfor eltávolítást tudtak tartani az SBR egységekben.

A GAS egységeken túl az adott szennyvíztisztító két SBR-jének mintegy másfélszerese kapacitású A/B rendszerű eleveniszapos résszel is rendelkezik, amely a második iszapkörében a denitrifikációhoz metanolt, glicerint használ külső tápanyagként. Ennek a fölösiszapját az új egységek fölösiszapjával együtt kezeli. A rothasztó csurgalékvizének a mellékági nitrogénmentesítésére teljes Sharon nitritációt használ, részben az iszapsűrítés iszapvizét is használva a denitrifikációhoz.

A GAS tisztító rész fajlagos energiafogyasztása a keverők és iszapos víz recirkulációk, az utóülepítés és iszaprecirkuláció hiánya, a medencék vízszintjének megnövelése és a levegőztetés jobb szabályozása eredményeként lényegesen kisebb az eleveniszapos holland telepek átlagáénál. Csak a vízmélység növelése maga 5-10 % energiaigény csökkenést eredményez. Átlagosan így az GAS üzem az eleveniszaposaknál fajlagosan 58-63 %-al kevesebb energiát használt a tisztításhoz. A Garmerwolde-ban üzemelő AB üzem 0,33 kWh/m³ tisztított szennyvíz fajlagosával szemben a granulált aerob iszapos rész 0,17 kWh/m³ fajlagossal üzemelt. Mivel mindkét tisztító 0,5 kg KOI/m³ koncentrációjú ülepített szennyvizet tisztít, az egy kg KOI eltávolítására vetíthető üzemi energiaigény éppen a fenti értékek duplája. Mindenképpen azt igazolja ez, hogy az GAS egység az adott eleveniszaposra vonatkoztatva 51 %-os energia megtakarítással működött. Ráadásul a számításnál az iszapkezelés és az AB üzem mellékági Sharon nitrogéneltávolításának a költségeit a számításnál figyelmen kívül hagyták. A GAS iszaptól nyerhető metán energiáját is figyelembe véve feltételezhető, hogy az ilyen rendszer is közelít az

energetikailag önfenntartó (energia-semleges), vagy egyértelműen energiatermelő szennyvíztisztítási megoldáshoz (Val Del Rio et al., 2014).

6.9 Konklúzió

Az aerob granulált iszapos tisztítás azonban elvében nem alkalmas a víz szerves anyagában rejlő energia közvetlen, tehát szekunder biológiai átalakítást megkerülő hasznosítására. Ezzel szemben igen egyszerű berendezésekben, elfogadható térfogati teljesítménnyel képes a szerves anyagok és a tápanyagok jelenlegi igényeket kielégítő tisztítására. A megfelelő főági nitrogéneltávolítás a szerves anyagok túlzott eltávolítása esetén viszont ma még nem tekinthető biztonságosnak. Ez a lassan szaporodó mikroorganizmusok mesterséges immobilizálásával, átoltásával elképzelhető, hogy gyorsítható a jövőben. Alapkérdés ehhez, hogy a biológiai tisztítás, az iszaprohasztás/energia visszanyerés, valamint a maradék iszap továbbhasznosításának összes energiaigénye és költsége hogyan alakul a jövőben. Ezt a közeljövő környezeti feltételeinek és energiaellátottságunknak az alakulása alapvetően befolyásolhatja.

Hivatkozások

- Ali, M., Okabe, S. (2015) Anammox based technologies for nitrogen removal: Advances in process start-up and remaining issues. *Chemosphere* 141, 144-153
- Ali, M., Oshiki, M., Rathnayake, L., Ishii, S., Satoh, H., Okabe, S. (2015) Rapid and successful start-up of anammox process by immobilizing the minimal quantity of biomass in PVA–SA gel beads. *Water Res.* 79, 147–157.
- Böhnke, B. (1977) Das Adsorptions – Belebungsverfahren, *Korresp. Abwasser*, 24. 121-127
- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács, Zs. (2013) Korszerű szennyvíztisztítási technológiák. *Környezetmérnöki tudástár No. 28. Pannon Egyetem.* pp. 272.
- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács, Zs. (2014) Biofilmes eleveniszapos hibrid szennyvíztisztítás. *Környezetmérnöki tudástár No. 32. Pannon Egyetem.* pp. 180.
- Fazekas, B. - Kárpáti, Á. (2014) A szennyvíztisztítás elmúlt évszázada, jelenlegi energia problémái. *VÍZMŰ Panoráma.* 22 (5) 20-26.

- Giesen, A., de Bruin, L.M.M., Niermans, R.P., van der Roest, H.F. (2013) Advancements in the application of aerobic granular biomass technology for sustainable treatment of wastewater. *Water Pract. Technol.* 8 (1), 47-54.
- Hellings, C., Schellen, A.A.J.C., Mulder, J.W., Van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (1998) The sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water. *Water Sci. Technol.* 37 (9), 135-142.
- Kartal, B., de Almeida, N.M., Maalcke, W.J., Op den Camp, H.J.M., Jetten, M.S.M., Keltjens, J.T. (2013) How to make a living from anaerobic ammonium oxidation. *FEMS Microbiol. Rev.* 37, 428–461.
- Lotti, T., Kleerebezem, R., Hu, Z., Kartal, B., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M. (2014) Simultaneous partial nitritation and anammox at low temperature with granular sludge. *Water Res.* 66C, 111–121.
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., Van Loosdrecht, M. C. M. (2015) Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Res.* 84, 207-217.
- Sonthiphand, P., Hall, M.W., Neufeld, J.D. (2014) Biogeography of anaerobic ammonia-oxidizing (anammox) bacteria. *Front. Microbiol.* 5, 399-4012
- Stensel, H. D. and Makinia, J. (2014) Activated sludge process development. In: *Activated Sludge – 100 Years and Counting*. Ed. by Jenkins, D. and Wanner, J., IWA publishing 2014. 33-51.
- Val Del Río, A., Palmeiro-Sanchez, T., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., Mendez, R. (2014) Anaerobic digestion of aerobic granular biomass: effects of thermal pre-treatment and addition of primary sludge. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 89 (5), 690-697.
- van der Roest, H.F., de Bruin, L.M.M., Gademan, G., Coelho, F. (2011) Towards sustainable waste water treatment with Dutch Nereda® technology. *Water Pract. Technol.* 6 (3)
- van der Star, W.R.L., Abma, W.R., Blommers, D., Mulder, J.-W., Tokutomi, T., Strous, M., Picioreanu, C., Van Loosdrecht, M.C.M. (2007). Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam. *Water Res.* 41, 4149–4163.
- van Loosdrecht, M. C. M., Seah, H., Wah Y. L. and Cao, Y. (2014) The next 100 years. *Ibid.* 407-424.
- Wett, B. (2006) Solved upscaling problems for implementing deammonification of rejection water. *Wat. Sci. Tech.* 53 (12), 121-128.
- Wett, B., Omari, A., Podmirseg, S. M., Han, M., Okintayo, O., Gomez Brandon, M., Murthy, S., Hell, M., Takacs, I., Nyjhuis, G and O'Slaughnessy, M. (2013) Going for Mainstream deammonification from bench to full case for maximized resource efficiency. *Water Sci. Technol.* 68 (2) 283-289.

Winkler, M.K.H., Kleerebezem, R., Khunjar, W.O., de Bruin, B., van Loosdrecht, M.C.M., 2012. Evaluating the solid retention time of bacteria in flocculent and granular sludge. Water Res. 46 (16), 4973e4980.

Megjelent: MASZESZ Hírcsatorna 2015 évi (július-augusztusi) 11-18. oldalain

7 A térfogati terhelés növelésének lehetőségei, korlátjai a lakossági szennyvizek tisztításánál.

Dr. Kárpáti Árpád
Pannon Egyetem

7.1 Bevezetés

A térfogati terhelés a biológiai szennyvíztisztításnál egyidejűleg fajlagos iszapterhelést is jelent (szerves anyag, nitrogén és foszfor), s azzal egyben iszapkört is. Az iszapkör fordítva arányos az iszapterheléssel, ugyanakkor arányosan növelhető a rendszerben elérhető iszapkoncentrációval. A térfogati terhelés növelése ennek megfelelően az iszapkoncentráció növelésével, s az iszapkör csökkentésével lehetséges. Az iszapkör túlzott csökkentésének elvileg az iszap szűrőhatásának az azzal együtt történő romlása is akadály lehetne, a gyakorlatban azonban a nitrifikálók ammónium oxidációhoz szükséges részarányának a biztosítása a korlátozó tényező. Az iszapkoncentráció túlzott növelésének ugyanakkor az iszapnak az ülepedési képessége szab határt. Változatlan iszapkör mellett az utóbbit illetően az iszapkoncentráció szűréssel történő növelése lehet egy járható út az ultraszűrő túlzott eltömődéséig. További lehetőség az iszapfázisban, vagy annak egy részében -biofilm, granulált iszap- a nitrifikáló mikroorganizmus részarányának a növelése lehet. Ez utóbbi az eleveniszapos-biofilmes integrált rendszerek kialakításával vált lehetségessé. A hybrid rendszerek mára bizonyítottak, a granulált iszapnál ez még nem egyértelmű. Az talán elvében is ugyanolyan korlátos, mint az eleveniszap, mert ugyan lokális szelekció a nitrifikáló és egyéb mikroorganizmus fajok között kialakul a granulumban, azok átlagos megoszlása azonban nem különbözhet lényegesen az A2/O technológiáknál kialakuló eleveniszapétól. A kapacitást azonban a granulált iszapos rendszer az iszapkoncentráció növelésével azonban növelheti, hiszen az egyetlen medencetér, s abban a folyamatok (időben ciklikus) jobb szabályozhatósága, mind az utóülepítő elhagyása is növeli azt. Az üzemi tapasztalatok szerint az ilyen tisztításnál a denitrifikáció és a biológiai többletfoszfor akkumuláció is érzékeny az iszap fajlagos terhelésére, hasonlóan az eleveniszapos rendszerekhez. Az alulterhelés a tisztított víz belső recirkulációját, a túlterhelések pedig többletfoszfor egy részének vegyszeres kicsapódását igénylik. Szerencsére a granulált iszap a tapasztalatok szerint megfelelően beépíti, vagy felületi adszorpcióval rögzíti a szabadon úszó mikroorganizmusokat és a vegyszeres csapadékot is, így a viszonylag egyszerű

technológia adott fajlagos terhelésig, a lakossági szennyvizek tisztítására mindenképpen megfelelő, energiatakarékos megoldás.

7.2 A lakossági szennyvizek eleveniszapos biológiai tisztításának anyag- és energiamérlege.

Az eleveniszapos tisztítás ma már hagyományosnak tekinthető A2/O rendszerű tisztításánál a kaszkádszerű, térben ciklikus kiépítésen túl a meghatározó paraméterek a relatív iszapterhelés, illetőleg az iszapkor. Ezek értékei a tisztításra bemenő szerves anyag és a rendszerben dolgozó és szennyvíziszapként elvételre kerülő iszaptömeg mennyiségéből számolható. A nitrifikáció iszaphozama a szerves anyagé mellett gyakorlatilag elhanyagolható, annak kevesebb mint 10 %-a. A **relatív iszap (Lsp), illetőleg térfogati terhelés (Lv):**

$$Lsp = Bd/Mx \quad \text{illetőleg} \quad Lv = Lsp X$$

ahol Bd a tisztító napi szerves anyag terhelése = $Q \times C_{BOI5}$ (kg BOI_5/d)

X a levegőztető medence átlagos iszapkoncentrációja, (kg MLSS/ m^3).

Mx pedig a tisztítóban dolgozó iszaptömeg, száraz anyagban mérve (kg MLSS).

A napi szerves anyag terhelés a szennyvíz napi térfogatáramából (m^3/d) és annak az átlagos BOI_5 koncentrációjából (kg BOI_5/m^3) -lásd fent-, vagy lakosság (fő) \times 60 g $BOI_5/fő$ d fajlagos értékből (LEÉ) számolható. Ugyanekkor az **iszapkor:**

$$\Theta_c = Mx / Px = V_R X / Bd Y$$

ahol Px a folyamatosan elveendő napi iszapprodukció, vagy fölősiszap (kg/d)

Y a fajlagos iszaphozam, (kg MLSS/kg BOI_5)

V_R a rendszer teljes iszaptérfogata, (m^3)

Az iszapkort, mint a későbbiekben bizonyítjuk, a lakossági szennyvíz összetétele, valamint a mikroorganizmus fajok szaporodási sebességei, fajlagos iszaphozama alulról korlátozzák (minimális iszapkor igény), s ennek megfelelően az iszap, vagy térfogati terhelést nem lehet nagyobb adott értékűnél. Az iszapkoncentrációt valamilyen mértékben változtatni lehet, de ennek is megvannak a bevezetőben már említett korlátjai.

A fajlagos iszaphozam (Y) a fajlagos iszapterhelésnek (Lsp), illetőleg a vele fordítottan arányos iszapkornak (Θ_c) az egyértelmű függvénye, míg az

iszapkoncentráció áttételesen az iszapnak az ülepedési képességétől, ülepedési sebességétől függ. Ez utóbbi a mikroorganizmusok szaporodási formájának, fonalásodásának is függvénye, ami többféle tápanyag (szerves anyag, oxigén, ammónium, foszfor) hiánya esetén is jelentkezhet. Éppen ezért az utóbbival nem is lehet a fenti paraméterek tekintetében foglalkozni, holott túlzott fonalásodás a tisztító üzemét teljesen fel is boríthatja (ha az iszap visszatartása a gravitációs utóülepitéssel már lehetetlen).

Az anyag és energiamérleg érzékeltetésére egy számpélda szolgálhat. A lakosegyenértéknyi mennyiségű szerves anyagból (110 g KOI/fő d, illetőleg 60 g BOI₅/fő d) egy jól működő eleveniszapos tisztításnál, amikor a fajlagos iszaphozam mintegy 0,6 kg MLSS/kg BOI₅, 36 g iszap szárazanyag (MLSS) keletkezik. Ennek az iszapnak a tömegfajlagos KOI-je 1,5 körüli, ami annak a nagyjából stabil összetételének, élő és elhalt sejtanyag arányának (fehérje és pliszaharid arány) a függvénye. E azt jelenti, hogy a lakosonként keletkező iszaphozam KOI, vagy energia egyenértéke 54 g KOI/fő d. A szennyvíz oldott és lebegő szerves anyagai energiájának a fele az immobilizálásuk (asszimiláció) és mineralizálásuk (oxidáció) során tehát elveszik. Természetesen az iszapkor növelésével az önemésztés következményeként ez a veszteség a fajlagos iszaphozam csökkenésével együtt tovább is nőhet, ami azonban nem célszerű, mert az abból az iszaprohasztás során visszanyerhető metán (energia) mennyiségét csökkenti. A rohasztás során egyébként az iszap energia tartalmának mintegy a fele nyerhető vissza a metán formájában.

Ezért törekszünk az iszaprohasztással rendelkező tisztítóknál arra is, hogy előülepitéssel a lebegő szennyezők minél nagyobb hányadát vigyük a biológiai oxidációt megkerülve eredeti, energiadúsabb formájában közvetlenül iszaprohasztásra. Hogy a többi részt miért kell ilyen mélységig oxidálni, két ok kényszerít bennünket. Egyik a kisebb jelentőségű, s nem is meghatározó, a másik viszont látszólag áthághatatlan. Rendkívül nagy iszapterhelésnél, s az annak megfelelő kis iszapkornál az eleveniszap szűrőhatása jelentősen romlik. Az ülepedő iszap fölött zavaros marad a vízfázis. Ilyen vizet nem lehet tisztított szennyvízként elvezetni. A másik, alapvetően meghatározó ok, hogy a szerves anyag feldolgozásával keletkező heterotrof iszaptömeg a lakossági szennyvíz nitrogén és foszforterhelését nem tudja a keletkező iszapba beépíteni, s ezzel eltávolítani.

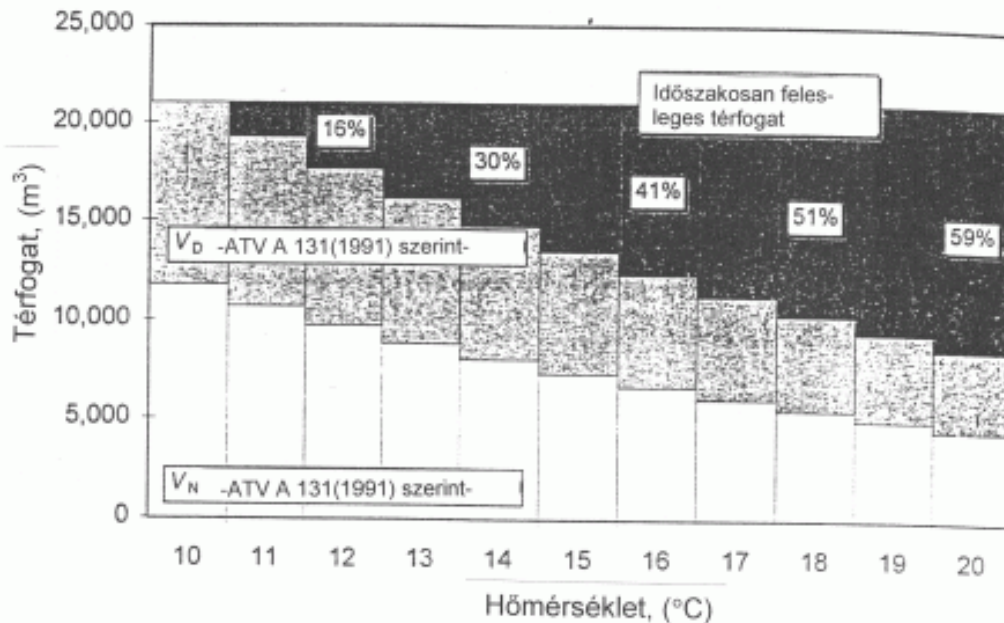
A többlet ammónium eltávolítása annak egy másik mikroorganizmus csoporttal történő oxidációja útján valósulhat meg, míg a többletfoszfort vagy három-

értékű fémekkel (alumíniummal vagy vassal) tudjuk kicsapni, vagy egy anaerob előkezelés (kaszád) beiktatásával, foszfor-akkumuláló heterotrof fajok elszaporításával tudjuk részlegesen, vagy teljesen beépíteni az fölösiszapba (Px). Szükségszerű azonban, hogy a nitrifikációnál keletkező nitrát redukálására a két említett reaktorszakasz között egy anoxikus térrész is legyen (elődenitrifikáció), a levegőztető medence nitrátos vízének az oda történő, megfelelő arányú visszaforgatásával. Az anaerob és anoxikus medencerészek együttes térfogata a tapasztalat szerint a három térrész összes térfogatának a 40-50 %-a kell, legyen.

7.3 Terhelés limitáció a nitrifikáció érdekében

Az eleveniszapos lakossági szennyvíztisztítás gyakorlata mindezekben túl bizonyította, hogy A2/O típusú rendszereknél 12 °C hőmérsékleten a megengedhető fajlagos iszapterhelésnek (Lsp) 0,1 kg BOI₅/kg MLSS d alatt kell lennie, illetőleg annak megfelelően az iszapkornak $\Theta_c = 1/Y \text{ Lsp}$) 18-20 nap körül kell alakulnia. Természetesen melegebb-hidegebb vízhőmérsékletnél ezek a paraméterek a nitrifikálók szaporodási sebességének megfelelően változhatnak, hiszen a nitrifikáló mikroorganizmusok rendkívül érzékenyek a vízhőmérsékletre. Gyakorlatilag mintegy 7 fokként duplázódhat a szaporodási sebességük a hőmérséklet növekedésével a éghajlati viszonyaink között nyáron kialakuló maximális vízhőmérsékletig (24-26 °C), míg 8 °C alatti vízhőmérsékletnél a nitrifikáció a tisztítóban gyakorlatilag leáll. Egyébként a vízhőmérséklet 40 °C fölé történő emelkedése esetén ugyancsak leáll a nitrifikáció (ipari szennyvíztisztítók).

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás korábbi (egyetlen, folyamatosan levegőztetett medence), denitrifikáció és többletfoszfor eltávolítás nélküli gyakorlatában 12 °C hőmérsékletre a szerves anyag terhelést 0,15 kg BOI₅/kg MLSS d értékben limitálták. Ez azt jelenti, hogy a levegőztető medencére számítható iszaphozam a korábban már számolt iszaphozamnál valamivel nagyobb iszaphozammal, mintegy 0,1 kg MLSS/kg MLSS d, illetőleg d⁻¹ körül alakult, ami ugyanakkor mintegy 10 napos iszapkornak felelt csak meg. A fentebb megadott paraméterek láthatóan azért térnek el itt számolttól, mert a fejlődéssel, pontosabban a denitrifikáció, valamint a többletfoszfor eltávolításának az igényével (A2/O rendszerkiépítés), az összes medencetérfogatot az aerob medencetérének csaknem a duplájára kellett növelni (20. ábra).



20. ábra A tisztításhoz szükséges nitrifikáló (V_N)/ denitrifikáló (V_D) medencetérfogat igény az év folyamán a hőmérséklet változása függvényében (100 ezer LEÉ terhelés esetén).

Látszólag ugyan nagyon pontatlan vagyok azzal, hogy a heterotrofikok mellett a nitrifikáló autotrofikok szaporodását a fenti számításoknál nem veszem figyelembe, azonban a gyakorlatban ezzel nem követünk el számottevő hibát az iszapkört illetően. Közismert ugyanis, hogy a heterotrofikok fajlagos szaporodási sebessége a tisztítóban tudatosan visszaszorított értékének akár százszorosa is lehetne ($6-10 \text{ kg/kg d}$, vagy d^{-1}), de akkor nem lenne esélyük a nitrifikálóknak, hogy a szükséges részarányban elszaporodjanak az eleveniszapban. Az utóbbiak maximális fajlagos szaporodási sebessége ugyanis csak $0,8 \text{ kg/kg d}$ (d^{-1}) körüli. Fontos, hogy míg a heterotrofikok fajlagos iszaphozama az általánosan alkalmazott iszapkornál a már említett $0,6 \text{ kg MLSS/kg BOI}_5$, addig a nitrifikálóké $0,24 \text{ kg MLSS/kg ammónium-N oxidáció}$. Ehhez adódik a nitrifikálók rendkívüli környezetérzékenysége. Nem csak a hőmérsékletre érzékenyek, hanem az oxigén koncentrációjára, a kémhatásra, speciális szerves anyagok jelenlétére (toxicitás is). Az oxigénellátottságot, vagy érzékenységet illetően, míg a heterotrofikok féltelítési állandója $0,2 \text{ mg DO/l}$, a nitrifikálóké 1 mg/l . Ez a nitrifikálóknak jobb oxigénellátást igényel, ami az iszaptelek belsejében nem mindig teljesül. Mindezek hatására azok aktuális fajlagos szaporodási sebessége a lakossági tisztítók eleveniszapos levegőztetett térére számolva rendszerint csak $0,1 \text{ d}^{-1}$ értéket ér el.

A fenti mikrobiális különbözőségek határolják be, miért is kell az eleveniszapos rendszerek fajlagos iszapterhelését a lakossági szennyvizek esetében (lakosegyenértéknek megfelelő mikroorganizmus tápanyag - szerves-C : TKN : P - arányok) az adott határérték alatt tartani. Egy rövid számpéldával próbálom ezt bizonyítani. Egy lakosegyenértéknyi szerves szennyezőanyag eleveniszapos eltávolításával előülepítés nélkül 36 g, előülepítést követően 25 g heterotrof iszap szárazanyag keletkezik. Mindegyik esetben a lakosegyenértéknyi TKN terhelésből ez az iszap felvesz mintegy 2-3 g/fő d redukált nitrogént, így csak 10 g/fő d mennyiséget kell az autotrof nitrifikálóknak nitráttá oxidálni. Eközben azok iszaphozama abból csak 2,4 g/fő d. Láthatóan a heterotróf iszaphozam csak 6-10 %-al növekszik, ami az iszaphozam számításánál első közelítésben elhanyagolható, mégis meghatározó szerepe van az iszapösszetétel alakulásában.

A nitrifikáló biomassza hozam tehát a teljes biomassza hozamnak a 6-10 %-a, ha mind a szerves anyag immobilizálása és oxidációja, mind az ammónium oxidációja a rendszerben teljes. Az adott szennyvíztisztító iszapjában tehát a nitrifikálók részaránya stabilan ilyen érték körül kell lennie, hogy a nitrifikációt biztosíthassa, illetőleg egy esetleges szerves anyag túlterhelés miatt ne csökkenjen jelentősen. Ez utóbbi ugyanis a tapasztalatok szerint a nitrifikálók kiszorulását, s a nitrifikáció befékezését eredményezi az iszapban. Sajnos ez az arány még kisebb is lehet a fenti értéknél, ha az fajlagos iszaphozam a szerves szennyezők összetétele (energiagazdagsága), a heterotrofok fajlagos iszaphozamának a növekedése (iszapkor rövidülése), netán a foszfor kicsapatására használt vegyszer mennyisége miatt nagyobb lesz.

Csak a szerves anyag és ammónium átalakításából belátható a nitrifikáció szerves anyag túlterhelésével jelentkező korlátja, hangsúlyozva, hogy a heterotrófok szaporodási sebességének gyakorlatilag nincs korlátja a nitrifikálókéhoz képest. Mint már láthattuk, a lakossági szennyvíz összetételénél (lakosegyenérték) és relatív iszapterhelésnél, előülepítés esetén nélkül 6, előülepített szennyvíznél az iszapnak a 10 %-át kitevő nitrifikáló mikroorganizmus tömeg 60-100 g/kg iszap szárazanyag mennyiséget jelent. Az A2/O rendszerkialakításnál (csak alig több mint fele a levegőztetett medencetér) a 0,1 kg BOI₅/kg MLSS d fajlagos iszapterhelés az eltérő (lakosegyenértéknél előülepítés nélkül 10/60, illetőleg előülepítés után 10/42) oxidálandó ammónium-N és BOI₅ arányt figyelembe véve $100/6 = 16,6$, illetőleg $100/4,2 \sim 24$ g /kg MLSS d ammónium-N terhelést jelent az iszapra, pontosabban annak a 60-100 g autotróf mikroorganizmus tömegére (szárazanyagban megadott

értékek). Ez az autotróf mikroorganizmus tömeg munkáját elvégezvén a 0,24-es fajlagos iszaphozama (Y_a) révén csak 4,2, illetőleg 6 g nitrifikáló iszap tömeget termel. Ezekből az értékekből számolva a 60-100 gramm autotróf mikroorganizmus tömeg fajlagos szaporodási sebessége mindkét esetre 0,06-0,07 d^{-1} érték közöttinek adódik. Ha azt is figyelembe vesszük, hogy ezt a hozamot az iszapos tér 65-55 %-át kitevő levegőztetett térrészben produkálták, beláthatjuk, hogy abban a fajlagos szaporodási sebességük mintegy 0,1- d^{-1} értéknek adódik, ami a korábbiak szerint a nitrifikálók aktuális fajlagos szaporodási sebességének a maximuma az eleveniszapos rendszerekben. Az ilyen tisztítóban tehát a szerves anyag terhelés növelésével csak a heterotrofok részaránya tud növekedni, ami szükségszerűen a nitrifikálók részarányának a csökkenésével, „kimosódásával”, tehát a nitrifikáció csökkenésével jár. Speciális nitrifikáló tenyészetek adagolásával az egyensúly valamelyest eltolható, de olcsóbb a megfelelő levegőztetésre, pH biztosítására figyelni a tisztításnál.

7.4 Tértfogati terhelés növelésének lehetősége az eleveniszap koncentrációjával

A korábbiakból adódik, hogy az eleveniszapos szennyvíztisztítás térfogati teljesítménye arányosan növelhető az iszapkoncentrációval változatlan iszap- és szennyvízösszetétel mellett. Sajnos a gravitációs utóülepítéssel csak mintegy 8-10 % szárazanyag tartalmú iszap forgatható vissza az ülepítő fenekéről az eleveniszapos medencesorra. Így abban csak mintegy a fele ekkora (4-5 g MLSS/l) iszapkoncentráció alakulhat ki. Különösen jól ülepedő iszapoknál, inkább a kis szennyvíztisztítók esetében 6-8 g/l iszapkoncentráció is kialakulhat a medencében, de ez már könnyen üzemeltetési problémákat eredményezhet.

A gravitációs iszapülepítés kiváltása valamilyen szűrésre megfelelő megoldás lehet, ha a szűrt víz minősége megfelel a követelményeknek. Ez elsősorban a lebegőanyag megfelelő visszatartását igényli, amely a már megadott iszap fajlagos értéknek megfelelő lebegő KOI eltávolítást is eredményez egyidejűleg. Ez utóbbi az iszapréz foszfor tartalmára is igaz, amely az A2/O technológiáknál akár a határértéket is meghaladhatja a lebegő iszapban. Ezen túl a jó ultraszűrés a finom lebegő formában jelenlevő kicsapott foszfortartalmat is igen hatásosan eltávolítja. Az ultraszűrőnek azonban ehhez megfelelően kis pórusmérettel kell rendelkeznie, ami a jelenlegi gyakorlatban 1-2 század mikrométer. Egy ilyen szűrő azon a lebegőanyag frakción túl, amit a 0,45 mikronos szűrővel ki lehet mérni, nem csak az ennél finomabb lebegő részeket, hanem a kolloid oldatként

jelenlevő makromolekulák egy részét is eltávolíthatja, amivel további KOI csökkentést is biztosít. Ennek az eredménye, hogy az ultraszűrőn átjutó tisztított víz KOI-je a gravitációsan ülepitett víz 15-30 mg/l értékével szemben 5-10 mg/l körül is lehet.

Nagy előnye a mai korszerű membrán szűrőknek, hogy a szűrt folyadék áramlásának biztosítása nem igényel néhány méter vízoszlop-nyomásnál nagyobb hajtóerőt. A szűrt víz a membrán csövecskék jut, amit vákuum alkalmazásával még gyorsítani is lehet. A membrán külső fala azonban a kiszűrt iszappal, s különösen annak a finomabb frakciójával folyamatosan felrakódik, eltömődik, mert a membrán környezetében csak egy durvább buborékos levegőztetés szolgál a membránfelület tisztítására. Így a membrán vízáteresztő képessége a szűrt víz mennyiségével arányosan csökken. Ezt ellensúlyozandó a membrán pórusait belülről történő ciklikus visszamosással kell megszabadítani ezektől a részecskéktől. Ez részben időt, részben mosóvizet igényel. Ezen túl a membrán pórusain vízkőkiválás is jelentkezik, amiért egy sokkal ritkább, de vegyszeres visszamosásra is szüksége van.

A membrán ára ugyan jelentősen csökken napjainkra, de még most is elég drága az általános alkalmazásához. A nagy szennyvíztisztítók, s különösen a vízhiányos térségek esetében az ultraszűrés azonban rohamosan terjed, mert egyre fokozódik a megfelelően tisztított víz utóbiológiával, szűréssel, vagy tavas tisztítással történő visszaforgatása a lakosság vízellátására. Természetesen emellett a reaktortér a mintegy 10-20 g/l iszapkoncentrációjával az eleveniszaposakénak a 2-3 -szoros térfogati teljesítménnyel is működhet. Vigyázni kell azonban a membrán sérülés veszélye miatt a szennyvíz előkezelésével is. Míg a hagyományos utóülepitős eleveniszapos megoldásoknál a biológia előtt 3 mm-es résméretű szűrésnél finomabbat nem alkalmaznak, a membrán bioreaktorok (MBR) előtt akár fél milliméteres szűrőközű szűrés is célszerű lehet a membránszálak mechanikus védelme érdekében. Emellett a vegyszer többletfoszfor kicsapatást is célszerű a szűrők előtt végezni, a csapadék aprítására, eltávolítására, s ezzel a membrán terhelésének a csökkentésére.

Térfogati terhelés növelése az eleveniszap fajlagos iszaphozamának csökkentésével

A műszakilag fejlettebb, gazdagabb országokban a membránszeparációt az iszap egy mellékáramának az ozonizálásával is gyakran kombinálják. Ez a

biológiailag nehezen bontható szennyezők és iszapkomponensek oxidálására szolgál, csökkentve ezzel az átlagos iszaphozamot. Ez viszont mint korábban arra már utaltunk ugyancsak növeli valamelyest a biológiai tisztítás térfogati teljesítményét. Természetesen nagy ózon dózist használva a mellékágon, gyakorlatilag akár iszaptermelés nélküli, vagy minimális iszaphozamú megoldás is elképzelhető. Fontos azonban tudnunk, hogy az ozonizálásnál az oxidáció végterméke ecetsav, amit óhatatlanul vissza kell forgatni az eleveniszapos rendszerbe.

Hasonló hatás érhető el, ha az eleveniszapos tisztítás fajlagos iszaphozamát bármilyen más módszerrel is csökkenteni sikerül. Erre a közlemények sokféle lehetőséget ismertetnek, a gyakorlatban azonban talán csak egy vált be igazán, de annak sem beszélhetünk széleskörű elterjedtségéről. Ennél az ozonizáláshoz hasonlóan az iszap egy részét egy anaerob reaktorban hidrolizálják, emésztik valamilyen mértékig, majd onnan viszik vissza a főágra, ahol így 30-40 %-os iszaphozam csökkenés a mérési adatok szerint elérhető.

Térfogati terhelés növelése biofilm beépítésével.

A terhelés növelésére adhat lehetőséget, ha valamiképpen az autotrofok és heterotrofok arányát eleveniszapban az az autotrofok javára növelni lehet. Sajnos erre csak a tisztítandó szennyvíz összetételének a változtatásával lenne lehetőség, ami nem járható út. Más kérdés, hogy spanyol szerzők beszámoltak róla, hogy el tudtak érni eleveniszapos rendszerben $7 \text{ kg/m}^3\text{d}$ ammónium-N oxidációt is, természetesen szintiszta autotróf tenyésztéssel. Nos az eleveniszapban ez az érték 5 kg/m^3 iszapkoncentrációnál $0,1 \text{ kg/m}^3 \text{ d}$ körüli nitrifikációs (ammónium oxidációs) teljesítmény. Nyilvánvaló, hogy ez több kg/m^3 autotróf biomassa koncentrációval mehetett csak, ideálisközeli, tehát erősen zavarmentes környezetben. Az autotrófok maximális fajlagos szaporodási sebessége ($0,8 \text{ d}^{-1}$) esetén a 7 kg ammónium-N oxidáció/ m^3d , ami egyébként kevesebb, mint napi 2 kg autotrof iszaphozam, $2,5 \text{ kg/m}^3$ autotrof iszap koncentráció esetén elvileg már lehetséges.

Ez azonban nem lakossági szennyvízzel ment a maga környezeti feltételeivel. A lakossági szennyvíznél az eleveniszap homogén összetétele ezt semmiképpen nem teszi lehetővé. Ilyenkor az egyetlen lehetőség az eleveniszap mellett egy másik iszapfázis alkalmazása, melyben a nitrifikálók jobban elszaporodhatnak, mint az eleveniszapban, amit egyébként részben ennek a fázisnak a nagyobb tartózkodási ideje (iszapkora) segíthet elő.

A biofilmes szennyvíztisztítás gyakorlatából régóta tudjuk, hogy a csepegtető testek, vagy műanyag töltetes változataik biofilmjében a magasság mentén változik a szennyvíz összetétele, ami a rögzült biofilmben a vízfolyás irányában a nitrifikáló szervezetek megfelelő koncentrációnövekedését eredményezi. Később az is nyilvánvalóvá vált, hogy az integrált biofilmes - eleveniszapos (hibrid), elárasztott rendszer is képes hasonló szelekciót kialakulni a biofilmben, s azzal a biofilmben a nitrifikálók részarányát megnövelni az eleveniszapos részéhez képest. Nyilvánvaló, hogy ez a gyakorlatban azt jelenti, hogy az eleveniszap rész a maga jó oxigénellátásával döntően a szerves anyag oxidációt fogja végezni a túlnyomóan heterotrofokból kiépülő iszapjával, míg a biofilmnek ezt csak a legkülső, gyorsabban leszakadó, hasonlóan heterotrofokból kiépülő rétege végzi csak, elsősorban a diffúzió korlátozott szerves tápanyag biztosítása miatt. Ezen réteg alatt, az oxigén és ammónium jobb diffúziójával biztosítható tápanyagellátás révén az autotrofok válhatnak dominánssá. A keletkező nitrát egy részét a biofilm mélyebb rétegeiben a hidrolízis révén keletkező tápanyaggal heterotrof mikroorganizmusok tudják redukálni, más része a levegőztetett eleveniszapos térben az iszapelyhek oxigénhiányos belsejében, vagy egy szeparált, csak az eleveniszapot tartalmazó, de nem levegőztetett térben redukálódhat nitrogénné. A levegőztetett térrészben, megfelelő szűrőkkel visszatartott biofilmben így kialakulhat egy mikrobiális rétegződés, ami a biofilm iszapjának a nitrifikációs teljesítményét jelentősen megnövelheti.

Az ilyen hibrid rendszerekben a biofilmek nitrifikációs teljesítménye a biofilm hordozó fajlagos felületének nagyságával, s annak az oxigénnel történő ellátásával, valamint a felületen levő heterotrof biofilmréteg folyamatos eltávolításával növelhető. Napjainkra mind a biofilm hordozók fejlesztése (18. ábra), mind a levegőellátásuk javítása, mind a biofilmfelület nyíróhatással történő karbantartása azt eredményezte, hogy az ilyen hibrid rendszerek fajlagos térfogati terhelése az eleveniszaposakénak a három-négyszeresét is elérheti. Természetesen esetükben is gondot jelent a denitrifikáción túl a foszforeltávolítás javítása is. Ezt az A2/O rendszerkialakításhoz hasonlóan egy anaerob első medencetér beiktatása javíthatja, melyben a foszfor akkumuláló heterotrofok elszaporodására ugyanúgy lehetőség nyílik.

Iszapgranulációval elérhető teljesítménynövelés.

Ígéretesnek tűnt a nitrifikáció térfogati teljesítményének a növelésére a legutóbbi évtizedben üzemeltetett aerob iszapgranuláció is. Bár kiderült, hogy folyamatos levegőztetéssel stabil aerob iszapgranuláció nem alakítható ki, ezt át lehetett hidalni a szakaszos betáplálású, szabályozott, szakaszos levegőztetéssel történő üzemeltetéssel, amelyek mellett a reaktorban (SBR) történő gyors ülepedés biztosítja talán elsősorban a megfelelő iszapszelekciót. Az aerob granulált iszap nitrogéneltávolítása (nitrifikáció és denitrifikáció) optimális oxigén ellátottságnál jónak bizonyult. Később az is kiderült, hogy az iszapgolyócskákban még a tápanyag ellátás gondos szabályozásával a foszforakkumuláló heterotrof (PAH) mikroorganizmusok szelekciója is elérhető. Az ammónium oxidációja és a nitrát redukciója a granulum közvetlenül felszíne alatti rétegében történik a biofilmekéhez hasonlóan. A golyócskák valamivel mélyebb, tömören rögzült rétegében ugyanakkor foszfor-, és glikogénakkumuláló fajok szaporodnak el (17. ábra).

A tisztított víz lebegőanyag tartalma a granulált iszapos változatnál az eleveniszapos rendszerekéhez hasonlóan kielégíti a tisztítási követelményeket. Természetesen az ilyen granulált iszapnak azért jelentős iszaphozama van. A granulumokat a foszforeltávolítás érdekében a (PAH) mikroorganizmusaikkal, megfelelő ütemben el kell távolítani, megakadályozva a foszfát visszaoldódását. Egyébként a foszfát eltávolítása visszaáll egy lényegesen alacsonyabb szintre. Az ilyen rendszerben kialakuló iszapkor éppen ezért mintegy másfélszerese a kis terhelésű eleveniszapos teljes tápanyag eltávolítást biztosító rendszerekének (30 nap körüli), míg a fajlagos iszaphozam közelítőleg fele az ott jelentkezőnek. Az SBR üzemmód, speciális tápanyagellátás és levegőztetés olyan iszapgranulációt eredményez, melynél nem kell szeparált utóülepedés, hasonlóan az ultraszűrős eleveniszapos tisztításhoz. Ennek lehetőségét a 19. ábra kívánja bizonyítani.

A nitrogén eltávolítása az ilyen iszapnál teljes hányadában a granulumok felső, szilárdabb kérgében a szimultán nitrifikáció és denitrifikáció révén valósul meg. A nitrogén eltávolítását a levegőztetett ciklus oxigénellátásával lehet szabályozni (közelítőleg 1,5 mg/l körüli), de az ammónium koncentrációja alapján az oxigénkoncentrációt a levegőztetési szakasz vége felé szükségszerűen csökkenteni kell denitrifikáció fokozása érdekében. A golyócskák belsejében a nitrogén eltávolító és foszfor-akkumuláló (ciklikusan betároló) mikroorganizmusok alatt a kívülről épülő iszaptömeg folyamatos bontása,

hidrolízise folyik. A golyók felszíni részén, a legnagyobb sebességgel szaporodó heterotrof szervezeteket fonalait ugyanakkor protozoák legelészik, tisztítják, hasznosítják. Ezzel ők is hozzájárulnak az iszapgranulációhoz, és fajlagos iszaphozam csökkentéséhez.

Ez az aerob granulált iszapos lakossági szennyvíztisztítási technológia (GAS) időben talán az eddig legutolsónak üzemeltetett megoldás, Nereda márkanéven ismeretes. A szerves anyag megfelelő eltávolítása mellett az összes nitrogén 7 mg/l, s az összes foszfor 1 mg/l alá történő csökkentését is biztosítja. Az SBR rendszerű tisztítóban az előülepített szennyvíz betáplálása a reaktor alán levő iszaprétegbe történik a mintegy fél órás ülepetést követő 1 órás folyadék kiszorításos, dugószerű áramú előülepített szennyvíz bevitellel (felszíni folyadékkelvétellel, vízkiszorítással). Így a teljes medencetér fogat folyamatosan vízzel van töltött, miközben nincs utóülepítője. Az előülepített szennyvíz mintegy 4-4 ciklusban váltakozva kerül feladásra két párhuzamosan kiépített medencére. A ciklusonkénti levegőztetési idő ilyenkor 5 óra. A reaktorokban a HRT közelítőleg 2/3 nap, ami viszonylag kis biológiai (0,1 kg KOI/kg MLSS d – 0,8 kg KOI/m³ d) terhelést jelent a teljes tápanyag eltávolításhoz. A ciklusidő ¼-ed részét kitevő levegőztetés elegendő oxikus ciklushányad, szerves anyag és nitrogéneltávolítást is biztosított. A stabil üzem beállása után az iszap több mint 80 %-a 0,2 mm részecskeméretűnél nagyobb granulumnak bizonyult. A rendszerben termelődött iszap igen gyorsan ülepedett.

A két 9600 köbméteres egység napi átlagos napi szerves anyag terhelése 14636 kg KOI a 28600 köbméter előülepített szennyvízzel. A tisztítás eredményeként naponta 3900 kg fölösizap keletkezett, illetőleg került eltávolításra. A GAS tisztító térfogati teljesítménye ennek megfelelően $14636/19200 = 0,75$ kg KOI/m³d, a fajlagos iszaphozama $3900/14636 = 0,27$ kg MLSS/kg KOI lett átlagosan. A medencékben az iszapkoncentráció a kezdeti 4 kg/m³-ről a próbaüzem végére megduplázódott. Ez persze jelentheti azt is, hogy ezek a fajlagosok kellő beállási idő után valamelyest javulhatnak. Az iszapterefogat az igen rövid ülepetés után a medencében 30 % körülnek adódott, ami a 7 méteres folyadékszint esetén alig több 2 méternél. Ez tette lehetővé a ciklusonként 28600/8 (3600) köbméter előülepített szennyvíz iszapréteg alá, dugószerű áramlással történő folyamatos, 1 óra időtartamban történő bevezetését. Ezt biztosítandó egy 4000 köbméteres puffer medence is szükségessé vált a reaktorok előtt a vízhozam feladási ütemeknek megfelelő betárolására.

A folyadék egyenletes bevezetése, elosztása a medencefenéken kritikus, mert a mintegy 3 méteres vízréteg betáplálása mellett szükség esetén (száraz időszak kisvíz hozama) mintegy 2500 köbméter elfolyó víz (felső vízréteg túlfolyása) iszap alá történő recirkuláltatását is biztosítani kell a denitrifikáció fokozása érdekében. Az eleveniszapos rendszereknél esetenként szükséges 4-5 körüli belső recirkuláció arányával szemben a granulált aerob iszapnál ez 0,3 körül elégségesnek bizonyult. A nagyobb esőzések esetén a két SBR egység hidraulikus terhelését mintegy a duplájára sikerült növelni a száraz idei 28600 m³/d mennyiségről. Ez a teljes ciklus 6,5 órától 3 órára, s a levegőztetési ciklus 3 órától 1 órára történő csökkentését igényelte ilyenkor, másfélszeresére növelve a folyadékfeladás időtartamát is. A foszforeltávolítást ilyen terheléseknél vegyszeres foszfor kicsapatással támogatták. Ilyenkor 0,18 Fe(III)/P molarányban adagolták a kicsapószeret, amivel 90 %-os foszfor eltávolítást tudtak tartani az SBR egységekben.

Mint a fenti adatokból látható, a granulált iszap kitűnő szerves anyag és tápanyag eltávolítást biztosít, azonban térfogati teljesítménye gyakorlatilag megegyezik az eleveniszapos rendszerekével. Ez talán azzal magyarázható, hogy a granulált iszap átlagos összetétele meg kellett, hogy egyezzen az eleveniszapével, hogy valamennyi tápanyagot a granulumban szelektálódott tenyészetével ugyanúgy el kell tudnia távolítani. Feltehető, hogy a granulumok esetében is a nitrifikálók fajlagos szaporodási sebessége vált a szerves anyag terhelése növelésének, illetőleg a granulum összetétele fokozott eltolódásának gátjává. A adott GAS tisztító rész fajlagos energiafogyasztása a keverők és iszapos víz recirkulációk, az utóülepítés és iszaprecirkuláció hiánya, a medencék vízszintjének megnövelése és a levegőztetés jobb szabályozása eredményeként viszont lényegesen kisebb lett az eleveniszapos holland telepek átlagáénál. Csak a vízmélység növelése maga 5-10 % energiaigény csökkenést eredményezett. Átlagosan így az GAS üzem az eleveniszaposaknál fajlagosan 58-63 %-al kevesebb energiát használt a tisztításhoz.

7.5 Összefoglalás

Az eleveniszapos lakossági szennyvíztisztító rendszerek térfogati teljesítménye az eddigi tapasztalatok szerint az integrált eleveniszapos-biofilmes kombinációval növelhető a legnagyobbra. Ez azonban nem jelenti azt, hogy ezek a rendszerek a legtisztább elfolyó vizet produkálják, s fajlagos beruházási és üzemeltetési költségük is a legkisebb. Nem vizsgáltuk a tisztítás kapcsán

elérhető megújuló energia nagyságát sem. Ez azt jelenti, hogy egy komplex értékeléshez a fentiekén túl még sok egyéb hatást is figyelembe kell venni ezeknél a tisztításoknál.

7.6 Felhasznált irodalom

- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács, Zs. (2013) Korszerű szennyvíztisztítási technológiák. Környezetmérnöki tudástár No. 32. Pannon Egyetem. pp. 272.
- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács, Zs. (2014) Biofilmes eleveniszapos hibrid szennyvíztisztítás. Környezetmérnöki tudástár No. 36. Pannon Egyetem. pp. 180.
- Fazekas, B. - Kárpáti, Á. (2014) A szennyvíztisztítás elmúlt évszázada, jelenlegi energia problémái. VÍZMŰ Panoráma. 22 (5) 20-26.
- Fazekas, B., Gulyás, G., Kárpáti, Á. (2015) Merre tovább lakossági szennyvíztisztítás. MASZESZ Hírcsatorna 2015 évi (július-augusztusi) 11-18. oldalain
- Giesen, A., de Bruin, L.M.M., Niermans, R.P., van der Roest, H.F. (2013) Advancements in the application of aerobic granular biomass technology for sustainable treatment of wastewater. Water Pract. Tech. 8 (1) 47-54.
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., Van Loosdrecht, M. C. M. (2015) Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. Water Res. 84, 207-217.
- van der Roest, H.F., de Bruin, L.M.M., Gademan, G., Coelho, F. (2011) Towards sustainable waste water treatment with Dutch Nereda® technology. Water Pract. Technol. 6 (3)
- Winkler, M.K.H., Kleerebezem, R., Khunjar, W.O., de Bruin, B., van Loosdrecht, M.C.M. (2012) Evaluating the solid retention time of bacteria in flocculent and granular sludge. Water Res. 46 (16), 4973-498.

Az előadás a Mérnöki Kamara 2015 október 20-i székesfehérvári, és a 2015 november 28-i veszprémi környezetvédelmi szakmai továbbképzési napjára készült, illetőleg orális verziója ott hangzott el.

8 Iszaphozam csökkentés az eleveniszapos szennyvíztisztításban

Pitás, V. – Fazekas, B. - Kárpáti, Á.

Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet

8.1 Bevezetés

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás korábban csak mechanikus és biológiai műveletek sorozata volt. Az elsőhöz tartozott a durva szűrést (rács), zsír és homokfogást, elő és utóülepítést, valamint az iszapok gravitációs sűrítése. Mára ez az iszap ultraszűrős szeparációjával, gépi iszapsűrítésével, gépi dezintegrációjával is kiegészült. Az utóbbi egyértelműen az iszaphozam csökkentését szolgálja. A többletfoszfor klasszikus kémiai kicsapatása is kibővült egyéb kémiai beavatkozásokkal ugyanilyen célból. A biológiai átalakítás a szerves anyagok mintegy felének a biológiai oxidálását, mineralizálását (katabolizmus - CO_2 , H_2O , N_2 , NO_3^- , SO_4^{2-}), másik felének pedig az oxidációnál nyert energia segítségével, szeparálható mikroorganizmus tömeggé, szennyvíziszappá történő alakítását, asszimilációját (anabolizmus) jelenti. A szerves anyag biológiai oxidációja az iszap respirációja, amelyből a mikroorganizmusok energiát nyernek sejtanyaguk megújítására (asszimiláció), osztódásra, szaporodásra, ami a rendszerben visszatartott iszaptömeg folyamatos növekedését, fölösiszap termelését eredményezi. Ma a települési szennyvíztisztítók mintegy 90 %-a még eleveniszapos (Liu, 2003), ami nagy fajlagos iszaptermelést eredményez (0,6-0,8 kg iszap szárazanyag/kg eltávolított BOI_5) (Metcalf & Eddy, 2003; Thury-Kárpáti, 2004). Ez lakosonként 35-40g száraz iszaptömeg keletkezését jelenti. Ennek az eredményeként a kis telepeknél az ezredfordulóra a tisztítás költségének már több mint a fele az iszapkezelés, elhelyezés költsége lett (Davis – Hall, 1997; Liu – Tay, 2001). Ez a jövőben arányában tovább növekedhet. Ezért érzékelhető az utóbbi évtizedben a nagyobb térfogati teljesítményt és egyidejűleg kisebb iszapprodukciónál biztosító elárasztott üzemű eleveniszapos – biofilmes - hibrid rendszerek előretörése (Szentgyörgyi et al., 2008; Pitás et al., 2009).

Az eleveniszapos tisztításnál keletkező fölösiszap ülepítés után is igen híg. Lebegőanyag, vagy szerves anyag tartalma kiszárítva alig 1-1,5 %. Ebben az állapotában a tisztításra kerülő szennyvíz (100-150 liter/főxnap) 3-4 %-át teszi

ki. Ez gravitációs sűrítéssel is csak 3-4 % szárazanyag tartalomig koncentrálódik (1-1,5 liter/főxnap). Éppen ezért ma már az ilyen iszapot további gépi sűrítésnek vetik alá, amely abból 15-20 százalék lebegőanyag (szárazanyag) tartalmú terméket is elő tud állítani (0,2-0,3 liter/főxnap). Az ilyen nyers iszapok azonban gyorsan berothadnak, bűzt és fokozott fertőzésveszélyt jelentenek (patogén mikroorganizmusok). Változatlan formában történő elhelyezésük nehézkes, ami a kutatókat már az eleveniszapos tisztításon belül is az iszapozam minimalizálására készíti (Liu – Tay, 2001; Wei, et al., 2003; Ramakrishna – Viraraghavan, 2005; Roxburgh et al., 2006). Az iszap stabilizálása aerob, vagy anaerob úton is eredményez iszapozam csökkenés. Az aerob stabilizálás azonban az iszapok szerves anyag tartalmát széndioxiddá alakítja a kedvezőbb, biogázzá (széndioxid – metán keverék) konvertálás helyett. Ilyen értelemben ez energiapazarlás. Az anaerob iszaprothasztás az iszap mennyiségének csökkentésén túl energiatartalmának a részleges újrahasznosítása is.

Az anaerob iszaprothasztásra, s a kapcsolódó gázhasznosításra azonban a költségesebb berendezésigény miatt csak a nagyobb szennyvíztisztító telepeken van lehetőség, annak ellenére, hogy a mezofil, vagy termofil iszaprothasztásra térfogatában már csak az eredeti szennyvíz mennyiségének a százada (1-1,5 liter/főxnap, 5-6 % szárazanyag tartalom) kerül bevezetésre. A rothasztóval rendelkező üzemeknél egyébként a megelőző aerob tisztítás iszapozamának a csökkentése nem is célszerű, hiszen akkor csökken a belőle nyerhető energia mennyisége. Fontos viszont, hogy a rothasztásra kerülő iszap szerves anyagának minél nagyobb hányadából keletkezzen biogáz. Ezt a sejtközi állomány intenzifikált szabaddá tételével (sejtlízis), szerves anyagainak minél hatásosabb hidrolízisével, biometanizációjával lehet elérni. Az utóbbiak sebesség meghatározó folyamatát, a sejtlízist és hidrolízist fokozni, gyorsítani mechanikus dezintegrációval (ultrahang), kémiai és termikus kezeléssel, vagy enzimek felhasználásával is lehetséges (Odegaard, 2004; Andreottola – Foladori, 2006; Bougrier, et al., 2006). A biometanizáció hidrolízist követő lépése a kisebb molekulatömegű szerves anyag szerves savakká, majd az ecetsavon és hidrogéneken keresztül metánná történő alakítása, egyidejű széndioxid keletkezés mellett. Az előkezelés nélküli mezofil anaerob rothasztásnál a lakossági szennyvíziszapok szerves anyagának csak a fele alakul át biogázzá. Az előbb említett intenzifikálással a szerves anyag maradék már mintegy a negyedére csökkenthető, ami azonban a tisztított szennyvíz összetételének is függvénye. A szennyvíziszap biometanizációja ezzel együtt húszezer-negyvenezerrel több lakos szennyvizének a tisztításakor már költséges előkezelésekkel, hőcserékkel, s az oxigén kizárását biztosító drágább berendezésekkel is kifizetődő lehet.

A kisebb telepekről azonban a fölösiszapot vagy a rothasztóval rendelkező nagyobb telepekre kell szállítani további feldolgozásra, vagy helyileg kell megoldani az iszapstabilizálást, víztelenítést, elhelyezést. Napjainkban az iszaptermelés minimalizálása a kis telepeknél ezért különösen fontos. Az iszaphozam minimalizálás azonban ilyenkor egyben iszapkezelési feladatot is ellát, ezért a tisztításnak a költségeit viszonylagosan megnövelheti. Elengedhetetlen azonban ez a fejlesztés mind a fejlődő, mind a fejlett ipari országok gyakorlatában, hiszen a tisztítás mértékének folyamatos növekedése mindegyiknél növekvő iszapmennyiségeket, elhelyezési problémákat generál, aminek a rendelkezésre álló területek csökkenése, valamint a szabályozás szigorodása az oka (Davis – Hall, 1997). Bár a szennyvíziszapból előállítható komposzt a mezőgazdasági talajok hasznos komponense lehetne, kedvezőtlen hatást is gyakorol számos szennyezője révén a talajra, növényzetre, állatokra, emberre (Kárpáti, 2009). Ezért csak nagy óvatossággal hasznosítható, különösen az étkezési célú növénytermesztésben. A mezőgazdaságban történő hasznosítás közegészségi kockázatát az iszapban maradó toxikus anyagok, mint pl. a nehézfémek, patogén mikroorganizmusok és biológiailag igen lassan lebomló toxikus és egyéb kedvezőtlen hatású szerves szennyezők jelentik. Vannak azonban kutatók, akik ezt az aggodalmat túlzottnak vélik (Laternus et al., 2007).

Napjainkban a mezőgazdaságilag nem hasznosított, energianövények termesztésére szóba jöhető területek mennyisége is rohamosan csökken, elsősorban a vízbázis-védelem miatt. Ezekén túl csak az iszap energetikai hasznosítása, vagy egyéb hasznos termékeké történő alakítása marad lehetőségként a jövő számára ([Ramakrishna - Viraraghavan](#), 2005; Perez-Elvira et al., 2006). Több oldalról korlátozott a szennyvíziszap elégetése is. Csak megfelelő gáztisztítással rendelkező berendezésekben végezhető, ugyanakkor a keletkező hamu nehézfém tartalmának a toxicitása továbbra is fennáll (Pulger et al., 2006). Az utóbbi tekintetében az építőanyagokba történő beágyazás ugyan biztonságos hasznosítási lehetőségnek tűnik, a lakossági környezetvédelmi egyesületek, csoportok állásfoglalása nem egyértelműen pozitív ebben a tekintetben. Ezért szükséges az aerob tisztítás folyamatában mindenképpen minimalizálni a fölösiszap termelését. Ez az áttekintő csak az eleveniszapos szennyvíztisztítás elsődleges iszaphozam-csökkentésben az utóbbi évtizedekben elért eredményeit tekinteni át. Előbb általánosan, majd részletezve azt.

A hagyományos eleveniszapos szennyvíztisztításnál is többféle lehetőség van az iszaphozam csökkentésére. Ezek közül legtöbb kellően tisztázott, jól magyarázható, esetenként azonban teljesen meglepően is jelentkezett hihetetlennek tűnő iszaphozam csökkenés. Az utóbbira példa lehet egy magyarországi húsipari hulladékot feldolgozó (ATEV) üzem A/O trendszerű eleveniszapos szennyvíztisztítása, amelynek mindkét medencetere ideálisan átkevert. Vegyszeres koaguláció és flotálás után történik az üzemben a szennyvíz biológiai utótisztítása, amelynek az iszaphozama 0,1 kg BOI₅/ kg MLSSxd iszapterhelés mellett, szemben a korábban idézett minimálisan 0,5-ös ilyen fajlagos értékkel (Metcalf & Eddy, 2003; Thury – Kárpáti, 2004), mindössze 0,1-0,13 kg MLSS/kg BOI₅ (Gyárfás et al., 2009). Ennél kisebb mértékű fajlagos iszaphozam csökkenést olyan A/O rendszerű lakossági szennyvíztisztítóban is tapasztaltak Magyarországon, ahol a denitrifikáló medenceteret folyamatosan levegőztették, de csak 0,2 - 0,3 mg/l oldott oxigén koncentrációt tartottak abban. Ugyanitt a folyamatosan levegőztetett medencetérben az oldott oxigén koncentrációját 2-4 mg/liter érték között tartották (Horváth, 2009).

A szakirodalomból eddig ismert iszaphozam minimalizálási megoldások értékelése, rendszerezése ezért nem lehet haszontalan. Célszerű annak alapján osztályozni a lehetőségeket, hogy a tisztítási folyamatban hol és milyen beavatkozásra kerül sor azoknál. Lehet ez az iszap termelésének a közvetlen csökkentése valamilyen asszimilációt csökkentő vegyszer hatására (Chen et al., 2001; Wei et al, 2003), de lehet a termelt iszap ismételt felhasználásával történő iszaphozam csökkentés is. Az iszaphozam közvetlen csökkentése azonban olyan vegyszerekkel is elérhető, melyek egyidejűleg az iszap hidrolízisét, s annak az ismételt felhasználását is elősegítik, sőt kisebb mennyiségű szerves anyagot közvetlenül is széndioxidá oxidálhatnak. Példák az utóbbiakra a régóta többféle céllal is alkalmazott klórozás (Andreottola – Foladori, 2006) , valamint az újabban térhódító ózonozás (Chu, et al, 2009). A tiszta oxigén használatát nem tekinthetjük hidrolízist fokozó beavatkozásnak, azonban számos példa alapján egyértelmű, hogy annak is, sőt egyszerűen az intenzívebb levegőztetéssel történő nagyobb oldott oxigénkoncentráció fenntartásának is van iszaphozam csökkentő hatása.

Nyilvánvaló, hogy az iszaphidrolízis fokozására az aerob tisztításnál is szóba jöhetnek az anaerob rothasztást megelőzően általánosan alkalmazásra kerülő módszerek. Ott azonban a lényegesen nagyobb térfogatáram (1-1,5 % szárazanyag tartalom) ilyen kezelési költsége, valamint a kezelt iszapos víz főágra történő visszavezetés előtti újabb kezelésének az igénye (meleg, savas,

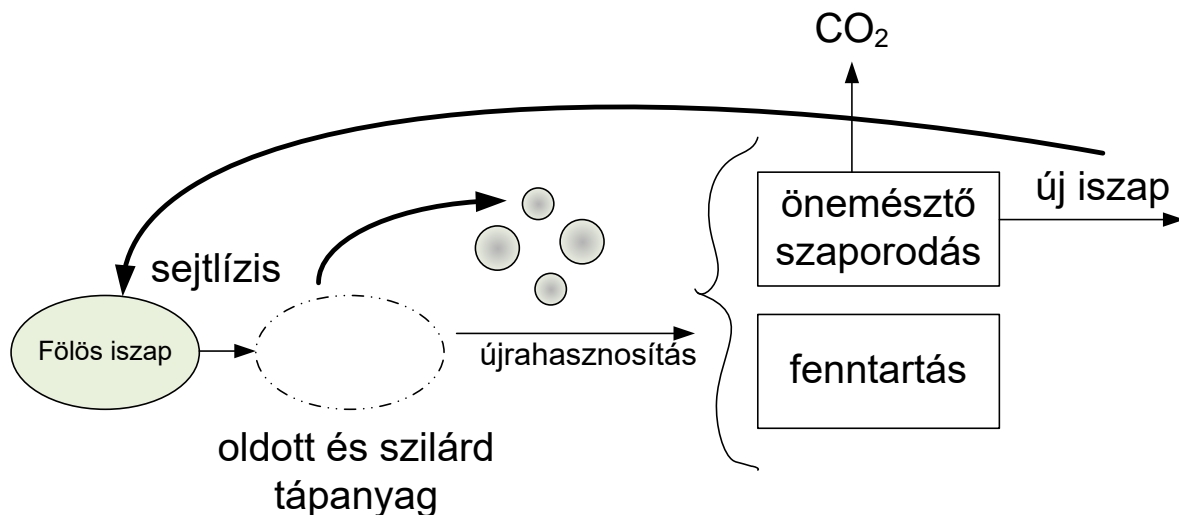
lúgos) ezek alkalmazását többnyire kizárja. Nem alkalmazzák ezért ott a termikus kezelést és a savas-lúgos hidrolízist. Az iszap dezintegrációja, vagy az ózonos oxidáció, továbbá az eleveniszapos technológia olyan paramétereinek változtatása, mint a szennyvíziszap relatív, esetleg ciklikus tápanyag ellátottsága (szerves anyag és oxigén), az iszapkor, az anoxikus növelése, vagy anaerob terek beiktatása, térfogatarányuk módosítása ugyanakkor az eleveniszapos rendszerben könnyen megoldható. Nehezebben biztosítható az optimális környezet a baktériumokat fogyasztó predátor szervezetek, a protozoák, metazoák eleveniszapban történő elszaporítására (Ratsak, 2006; Ratsak – Verkuiljen, 2006), valamint a még magasabb rendű iszapfogyasztó szervezetek, giliszták technológiába integrálására (Elissen et al., 2006). Az asszimilációt korlátozó vegyszerek alkalmazása azok toxicitása, s az iszaptól történő utólagos eltávolításának igénye miatt napjainkban még irreálisabbnak tűnő megoldás.

8.2 Iszaphozam csökkentés az iszap többszörös újrahasznosításával -lysis–cryptic growth-

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás szerves anyag átalakítását végző mikroorganizmusainak a szaporodása megfelelő, folyamatos tápanyagellátás esetén sokkal gyorsabb, mint a keletkező sejtek elhalása, sejtmembránjának felszakadása, s azzal sejtközi állományuk ismételt tápanyaggá válása. A sejtmembrán azonban mesterségesen is felszakítható, s így a sérülést követően a sejtközi állomány az elhalásnál nagyobb sebességgel válik újra hasznosíthatóvá, tápanyaggá az élő mikroorganizmusok részére. Az így, ismételten részleges mineralizációra kerülő sejtközi állomány 70-80 %-ában fehérje. Az ismételt részleges oxidáció, mineralizáció a teljes átalakítási folyamatban iszaphozam csökkenést eredményez az önemésztő sejtanyag hasznosítás eredményeként. Az ilyen mikroorganizmus-szaporodást ezért önemésztő növekedésnek nevezik –cryptic growth- (21. ábra) (Mason et al., 1986, Mason – Hamer, 1997).

Az önemésztő szaporodásnak két lépcsőjét különböztetik meg. A sejtmembrán sérülését, felszakadását, s a sejtközi állomány környezetbe jutását, ami a lízis, valamint az azt követő biológiai átalakulásokat. Az utóbbi során a sejtanyag aprózódása, a hidrolízise oxigénmentes, vagy levegőztetett környezetben egyaránt lejátszódik. Ez a tápanyag sejtmembránon történő ismételt átvitelének alapfeltétele. A tápanyag oxidációja azután a sejt belsejében következik be. Ha

ez a sejtközi állomány anyagával történik, az endogén respiráció. A sejtmembránon átjutott hidrolizált tápanyag oxidációja az „exogén” respiráció. A sejt azonban rendelkezik sajátos tápanyag betároló kapacitással is, mint például a glikogén, vagy poli-hidroxi-butirát formájában történő tápanyag betárolás.



21. ábra Az önemésztő szaporodás (cryptic growth) elvi működése (Mason et al., 1986).

A szerves tápanyag biológiai oxidációja, lebontása a katabolizmus, míg az ekkor nyert energiából történő szerves anyag felépítés az anabolizmus, vagy asszimiláció. Közülük a lízis és a sejtközi állomány hidrolízise a teljes átalakítás sebesség-meghatározója. Az iszaphozam csökkentése érdekében ezért a sejtlízis sebességét kell megnövelni (Grady et al, 1998). Ez mechanikus, termikus, kémiai vagy biológiai módszerrel is gyorsítható (Andreottola – Foladori, 2006; Kampas et al, 2007; Zhang et al., 2009). A mechanikus módszereket illetően bármilyen, a sejtfal felszakadását eredményező beavatkozás (dezintegráció, ultrahang) alkalmas lehet. A kémiai kezelés ezen túl a sejtközi állomány hidrolízisét is szolgálja. Ez savas, lúgos és oxidálószeres egyaránt lehet. A mikroorganizmusok lízise ugyanakkor hő hatásával is előidézhető, de megfelelő enzimek is hozzájárulhatnak ahhoz. A sejtlízist célszerű egy arra kialakított, elkülönített térben vagy berendezésben végezni, hogy az aktív biomasszát kevésbé károsítsa. A mellékágról a tápanyaggá alakított biomassza közvetlenül, vagy megfelelő hőmérséklet-, pH-visszaállítást után vezethető vissza az eleveniszapos térrészbe (Manterola et al., 2008; Chu et al, 2009).

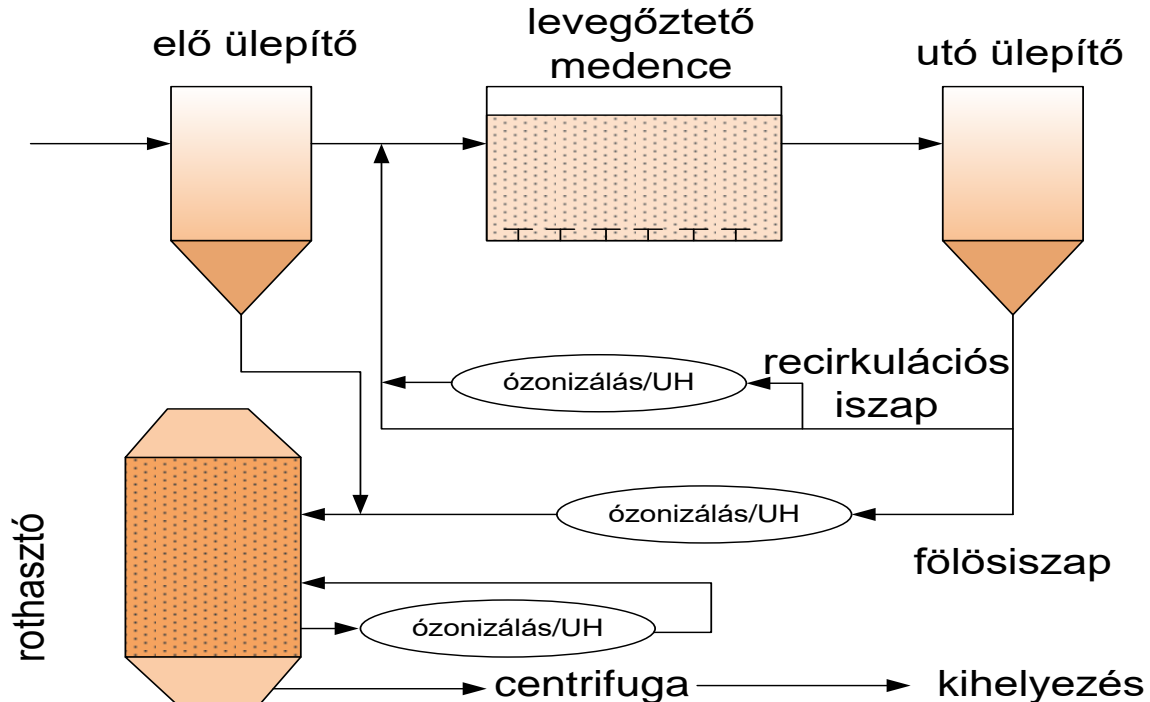
8.2.1 Klórozással történő iszaplízis

A klór (vagy hipoklorit) a szennyvíztisztításban a fertőtlenítésre legrégebben alkalmazott vegyszer. Ezen túl az iszapduzzadás csökkentésére is használatos. Az iszapfozom csökkentésére történő felhasználását laboratóriumban az ezredfordulón vizsgálták, majd üzemben is kipróbálásra került. Mintegy 70 mg Cl₂/g MLSS dózis esetén 60 %-os iszapfozom csökkentést értek el vele. Vegyszerköltsége így nem jelentős. Gyakorlati felhasználása azonban a köztudott trihalometán (THM) termelése miatt veszélyes. További kedvezőtlen hatása, hogy a tisztított vízben számottevően megemeli a maradó oldott szerves anyag tartalmát (zavarosság az elfolyó vízben). Emellett nagyobb dózissnál az iszap ülepedését is rontja (Chen et al., 2000; Saby et al., 2002; Andreottola – Foladori, 2006).

8.2.2 Ozon / hidrogénperoxid felhasználása iszaplízisre

A klórnál egyértelműen kedvezőbb sejtmembrán roncsoló, oxidálószer az ózon és hidrogén-peroxid. Ezek nem eredményeznek toxikus melléktermékeket, ugyanakkor a klórhoz hasonlóan károsítják a sejtmembránt. Közülük a hidrogén-peroxid a gyengébb oxidálószer (Kirn et al., 2009). Kamiya és Hirotsuki (1998) mérései már az ezredforduló előtt igazolták, hogy 10 mg ózon / g MLSS vegyszerdózis esetén 50 %-os iszapfozom csökkenés érhető el az eleveniszapos tisztításnál. Kétszer ekkora dózissal már úgy gondolták, hogy üzemi körülmények között is szinte teljesen megszünteti az iszaptermelést, ez azonban a gyakorlatban nem alakult így. Csaknem kétszer - háromszor ekkora dózis kell a 70-80 %-os iszapfozom csökkentéshez (Chu et al, 2008, 2009).

Mivel az igen erős oxidáló hatású ózonnal önmagában, vagy ultrahanggal kombinálva csak a mikroorganizmusok egy részét célszerű megsemmisíteni, felhasítani, így csak az iszap egy részét külön reaktortérben javasolják roncsolni. Ez a kezelés azonban a technológiában több helyen is beiktatható (22. ábra). A szabaddá tett, részben kémiaileg is oxidált sejtközi állomány (21. ábra) azután aerob, vagy anaerob úton ismételt hasznosul, mindkét megoldásnál számottevő iszapfozom csökkentést eredményezve.



22. ábra Ózon / ultrahangos kezelés beépítése az eleveniszapos tisztításba, iszaprothasztásba.

Az ózon adagolását az ipari gyakorlatban azonban ma már nem csak a mellékágon, hanem a főágon is végzik többféle reaktorkialakításnál és ózon beviteli megoldással (finombuborékos, ciklikus ózon bevitel, airlift reaktor, stb.) (Chiavola et al., 2007; Chu et al., 2008; Nagare et al., 2008; Mines et al., 2008). A főágon az ozonizálás ilyen körülmények között sem rontja a tisztítás hatásfokát, az iszap ülepedését pedig javítja is (Samir et al, 2008; Yan et al., 2009; Chu et al, 2009).

Az ozonizálás ma már számos szennyvíztisztítóban gyakorlat, különösen a területhiánnyal küszködő Japánban. Hozzájárul ehhez Japán műszaki fejlettsége, ózon termelésében elért eredményei (Chu et al, 2009). Az ozonizálással elvileg ugyan teljesen ki lehet küszöbölni az iszaptermelést, mégis célszerű azt valamilyen minimumon stabilizálni (Chu et al., 2009). Ultraszűrő membránnal történő iszapvisszatartás esetén a túlzott mértékű iszaproncsolás kedvezőtlen szűrhetőséget, vagy gyakori szűrő eltömődést is eredményezhet. A tisztított víz szerves anyag tartalma tekintetében igen kis mértékű növekedés ugyan előfordult, amely elsősorban fehérje és cukor maradékból adódott. Bár a környezetre ez elvileg veszélytelen, a víz tisztaságára mégsem kedvező (Yan et al., 2009).

Az ózonnal történő sejtlízisnek az előnyei mellett jelenleg még nagy hátránya az ózon jelentős előállítási költsége. Mivel ez is kapacitásfüggő, az anaerob iszaprothasztáshoz hasonlóan behatárolható egy üzemméret, amelynél az ózon használata már gazdaságos lehet. Ez ma már lényegesen kisebb, mint az anaerob iszaprothasztás minimális kapacitása (Chu et al, 2009).

8.2.3 Vegyszerekkel és hőhatással történő sejtlízis

A biológiai szennyvíztisztítási folyamatok érzékenyek a hőmérsékletre. 8 °C körül 10-20 %-al nagyobb az iszapozam egy eleveniszapos rendszerben, mint 20 fokon (Tian et al., 1994). Lisman és munkatársai szerint (2000) ennek az alapvető oka a kisebb hőmérsékleten lassúbb hidrolízis. Ha az eleveniszapos medencébe recirkuláltatott iszap egy részét három órán át 90 °C hőmérsékleten tartották, mintegy 60 % iszapozam csökkenés volt elérhető az eleveniszapos rendszerben. A hőkezelést azonban vegyszeres, esetleg enzimes kezeléssel is kombinálhatják azt iszapozam csökkentése érdekében (Yu et al., 2008). Rocher és munkatársai (2001) mérései alapján 10-es pH-nál 60 °C-on 20 percig, NaOH-al történő kezelés optimális a sejtlízishez. Ezt mellékáramban végezve egy eleveniszapos rendszerben annak 37 %-kal csökkent az iszapozama. A vegyszeresen gyorsított lízisnek azonban nagy hátránya, hogy a kezelt iszap pH-ját a főág zavartalan működése érdekében vissza kell állítani. A savas és lúgos hatású vegyszerek felhasználásakor a berendezések anyagminőség igénye jelentősen növeli a megoldás költségét. Emellett a lúgos hidrolízis jelentős szag keletkezésével is jár (Andreottola, G – Foladori, 2006), ami a gáztisztítás vonalán jelent további feladatot.

8.2.4 Ultrahangos sejtlízis vegyszeres kezelése, és membránszeparációval kombinálva

Az előző megoldásoknál lényegesen egyszerűbben kivitelezhető a sejtek ultrahanggal történő roncsolása. Az ultrahangos kezelés ugyanakkor a nagyobb iszapkoncentrációknál sokkal eredményesebb. Ez megfelelő iszapülepítés (iszaprecirkulációs ág), iszapsűrítés, vagy membrán szeparáció beiktatásával biztosítható. Mivel a szekunder iszap gravitációsan alig sűríthető, praktikus megoldás az iszap membrán-szeparációja, ahol 15-20 g/l iszapkoncentráció is könnyen elérhető a kezelés érdekében utóülepítés nélkül is. További előnye ennek a megoldásnak, hogy ilyenkor ugyanekkora iszapkoncentráció a

levegőztető medencében is fenntartható, ami növeli az elérhető iszapkort, illetőleg a tisztító térfogati teljesítményét (Cao et al., 2007; Zhang et al., 2007; Salsabil et al., 2009; 2010).

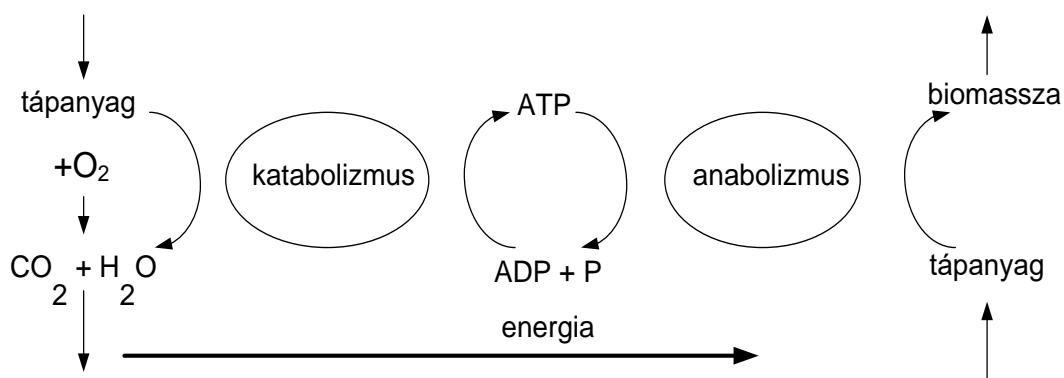
A membrán bioreaktorokkal a fokozott iszapvisszatartás eredményeként a teljes biológiai oxidáció fele mozdul el a tisztítás, melyről egyébként is köztudott, hogy minimális az iszaphozama a nagy iszapkor és iszapstabilizáció eredményeként (Yoon, et al. 2004; Young, et al., 2007). Wagner és Rosenwinkel (2000; Rosenberg et al. 2002) azonban úgy vélik, hogy az MBR reaktorokban ultrahangos kezelés nélkül is elérhető a minimális iszaphozam, azonban akkor a fenntartásra fordítandó nagy energiaigény miatt csökken minimálisra a mikroorganizmusok szaporulata. Az ultraszűrős iszapszeparációt, illetőleg MBR technikát ugyanakkor a már korábban bemutatott ózonos, hidrogénperoxidos, vagy akár a termikus, vagy enzimes iszapkezeléssel is kombinálni lehet. Ezek közül több megvalósításra került már üzemi körülmények között is (Chiavola et al, 2007; Samir et al., 2007; Chu et al, 2009). További lehetőséget ad az iszaphozam csökkentésére, ha az eleveniszapos, vagy MBR rendszerekben valamilyen módon (esetleg tiszta oxigén hasznosításával) megnövelik a folyadékfázis oxigénkoncentrációját (Abbassi et al, 2000). Ez a megoldás mind kis, mind nagyterhelésű rendszerek esetében eredményesnek bizonyult, bár számottevően megnövelte az oxigénellátás költségét is. Feltehetően mindkét esetben az iszappelyhek jobb átlegevőztetésének volt köszönhető az iszaphozam csökkenése.

Az iszaplizist alkalmazó megoldásoknál a sejtfelhasítás eredményességéből többnyire megítélhető annak a várható hatása. Az eredmény azonban nem csak a biomassza oldott formába kerülő KOI hányadától függ, hanem annak a biológiai bonthatóságától is. A normál hőmérsékleteken működő eleveniszapos rendszerekben eddig a termikus és termo-kémiai sejtízis a számos ipari próbálkozás ellenére (Posteus, Zimpro, Synox, Protox, Krepro) sem került komolyabban ipari alkalmazásra, eltérően a mezofil iszaprothasztást megelőző ilyen, termofil hidrolízistől (Weemaes – Werstraete, 1998; Neyes – Baeyens, 2003). Velük szemben az ózonos kezeléssel történő sejtízist a lakossági és ipari szennyvizek tisztításánál is széles körben alkalmazzák, folyamatosan optimalizálva a kezelés módját, a gázfázisba kerülő ózon kezelését, valamint csökkentve a kezelés anyagköltségét (Dytczak - Oleszkiewicz, 2008; Nagare et al., 2008; Chu et al, 2009). Különösen kedvezőnek tűnik az ózonos kezelés és az MBR technika együttes alkalmazása.

8.3 A fenntartásra fordítandó energiafelhasználás maximalizálása

A szennyvíz szerves anyagainak oxidációját és immobilizálását végző baktériumok bonyolult metabolizmussal működnek. A katabolizmus csökkenti a szerves szennyezőanyagok (tápanyag) molekulaméretét, összetettségét, lehetővé téve, hogy a sejtmembránon keresztül a sejt belsejébe juthassanak (tápanyagtranszport). Az sejtbe így bejutó szerves anyag egy része ott széndioxiddá alakul, miközben az energia egy része adenzin-trifoszfát –ATP– formájában tárolódik. Az energiaátvitelt az elektrondonor szerves szén és az elektronakceptor oxigén (O₂) közötti elektrontranszport generálja. Ennek az energiának egy része a sejtanyag megújítására, fenntartására, a tápanyag sejtmembránon történő bejutására, belső anyagmozgatására, valamint a tápanyag megszerzésre is irányuló mozgására fordítódik. Ez az energiarész az úgynevezett fenntartás energiaigénye (Chang, 1993). Más részével az anabolikus folyamatok során új sejtanyagot építenek fel, biztosítva a természetes sejtelhalás mellett a sejtek növekedését, szaporodását. Az energiaátvivő a két folyamat között a már említett ATP (23. ábra).

A szerves anyagok lebomlása és egyidejű felépülése a sebesség meghatározó oxigénfogyasztással (respirációval) kapcsolódik össze (Senez, 1962). Ez az oxidáció, mint már említésre került, lehet a kívülről érkező tápanyag, valamint az elhalt sejtek (szerves anyagának) többi, élő mikroorganizmus által történő biológiai oxidációja is széndioxiddá és vízzé. A fenntartásra fordított energia (eloxidált szerves anyag mennyiség) az asszimiláció, vagy szerves anyag termelés tekintetében anyagveszteség, ami az iszapfhozam csökkenését eredményezi, de elengedhetetlen a fenntartás és asszimiláció energiaigényének a biztosításához (Gaudy – Gaudy, 1980; Grady at al., 1999; Martinage – Paul, 2000).



23. ábra Energiaátvitel a szerves anyag oxidációja és az asszimilációja között

Abban az esetben, ha a két egymással egyensúlyban levő folyamat valamiképpen megsérül, tehát a keletkező energia nem az anabolizmusra használódik fel, a sejtszaporodás akkor is lecsökken, az iszapprodukció mérséklődik. Ez a két folyamat egyensúlyának megbomlása (uncoupling) A két folyamat ilyen elválása, s a keletkező energia disszipációja figyelhető meg bizonyos toxikus szerves anyagok, toxikus nehézfémek, túlzott mennyiségű energiaforrás jelenléte (túlzott tápanyagellátás), kedvezőtlen hőmérséklet, illetőleg nitrogén- és foszfortápanyag limitáció esetén (Stouthamer, 1979; Liu – Tay, 2001). Ez ugyanakkor nem befolyásolja lényegesen a szerves anyag vizes fázisból történő eltávolításának a mértékét.

8.3.1 Sejtanyag asszimiláció csökkentése toxikus vegyszerekkel

Ilyen jelenséget tapasztaltak számos protonofor hatású szerves anyagnál, melyek az energiaátvitelt biztosító protonokat a sejt citoplazmájának a membránján átvive energiadisszipációt eredményeznek. Napjainkig sok anyag ilyen hatását bizonyították. Ilyenek a 2,4 dinitro-fenol, a para-nitrofenol, a pentaklór-fenol, s a 3,3',4',5 tetraklór-szalicilanilid (Cheng et al., 2002; Yang et al., 2003; Wei et al, 2003, Yang et al., 2003; Perez-Elvira et al, 2006). Közülük először a 2,4 dinitro-fenolnál tapasztalták ezt a hatást mintegy fél évszázada. A tapasztalatok alapján ilyen vegyszerekkel jelentős iszapfozom csökkenés érhető el az aerob tisztításnál, de esetenként csak meglehetősen hosszú adaptáció után. A para-nitrofenol azonban az iszap ülepedését rontotta (Low et al., 2000), feltehetően az iszap predátor szervezeteinek a lemergezésével.

Chen és munkatársai (2000, 2001a, 2002) a szappanok, öblítőszer, shampoook formulálásánál is felhasznált tetraklór-szalicilanilidet már egy évtizede a gyakorlatban is szóba jöhető sejtasszimiláció-gátló hatóanyagként találták. Az újabb vizsgálatok szerint is ennek van legkisebb dózisinál a legerősebb hatása (Ye – Li, 2005). Mind szakaszos, mind folyamatos betáplálású eleveniszapos rendszerekben is használható. Már 0,8 - 1,0 mg/l koncentrációban is 40 % iszapfozom csökkenést eredményez, miközben a „KOI eltávolítást” egyáltalán nem befolyásolja. Sajnos a fenti vegyszerek iszapfozom csökkentő hatásán túl kevésbé pontosított azok esetleges negatív hatása, például a nitrogén és foszfor eltávolításra. Nem kellően tisztázott az iszapban történő lebomlásuk, s a közben okozható környezetre káros rövid és hosszú távú hatásaikra. Még az iszap ülepedhetőségére, vízteleníthetőségére gyakorolt hatás vonatkozásában is igaz ez, a döntően kis térfogatokban végzett laboratóriumi vizsgálatok miatt. Gyakorlati

felhasználásuk éppen a fentiek miatt jelenleg még meglehetősen távolinak tűnik.

8.3.2 Nagy relatív tápanyag-ellátottság biztosítása

Régi megfigyelés, hogy az eleveniszapos szennyvíztisztításnál talán a legfontosabb tényező az iszap relatív tápanyag-ellátottsága. Bőséges tápanyagkínálatnál az aerob tisztításnál a fajlagos iszaphozam jelentősen csökken (Chudoba et al., 1992; Liu et al., 1998). Valamiképpen tehát ilyenkor is jelentkezik a szerves anyag lebontás és sejtanyag felépítés egyensúlyának a megbomlása. Erre kétféle magyarázat is született. Egyik a kálium-ion vesztesége által okozott energia disszipáció a citoplazma membránon keresztül, másik egy alternatív metabolizmus választása a mikroorganizmusok részéről (metil-glioxálon keresztüli átalakulási út), amely hasonlóképpen energiavesztést eredményez (Low – Chase, 1999). Nagy tápanyag-ellátottság (>5 g KOI/g MLSSd) esetén alakulhat ki az eleveniszapnál az ilyen energia-disszipáció, amely jelentős asszimiláció-csökkenést eredményez. A lakossági szennyvizek tisztításánál a szennyvíziszap relatív tápanyagellátása ennek rendszerint a huszadát sem éri el, mert csak akkor biztosítható a megkívánt mértékig a szerves anyag eltávolítással szimultán a nitrogén és foszfor eltávolítása is az ilyen rendszerekben. Ennek megfelelően a gyakorlatban az ilyen iszaphozam csökkentés csak a koncentrált ipari szennyvizek többlépcsős tisztításának az első lépcsőjében alkalmazható.

8.3.3 Kis relatív tápanyag ellátottság

A fajlagos iszaptermelés csökkentése legegyszerűbben kis tápanyag ellátással biztosítható, hiszen ekkor a fokozott sejtlízis és tápanyaghiány törvényszerűen kis iszaphozamot kell eredményezzen (teljes oxidáció). A kis tápanyag ellátottság azonban az eleveniszapos rendszerekben nem egyértelmű előny. Iszapduzzadást eredményezhet. Ugyanakkor ott az iszapkoncentrációt ugyanis az utóülepítés lehetőségei határozzák meg. A fajlagos beruházási költségek tehát jelentősen nőnek a nagy fajlagos reaktortérfogat igény miatt. Az iszapkor egyszerűbb növelésére elvileg az iszap membrán szeparációja ad lehetőséget. Ez mintegy 4-5-szörösére növelheti az iszapkoncentrációt, s annak megfelelően az iszapkört is. Ez speciális lebegőanyag és részben oldott anyag visszatartást eredményez, amiért hatása nagyon összetett. Ráadásul lehetőséget ad más

módszerek, mint az ultrahangos kezelés, ózonozás, stb. közvetlen alkalmazására is, ezért ezt a megoldást már korábban is említettük, de később ismételten visszatérünk rá.

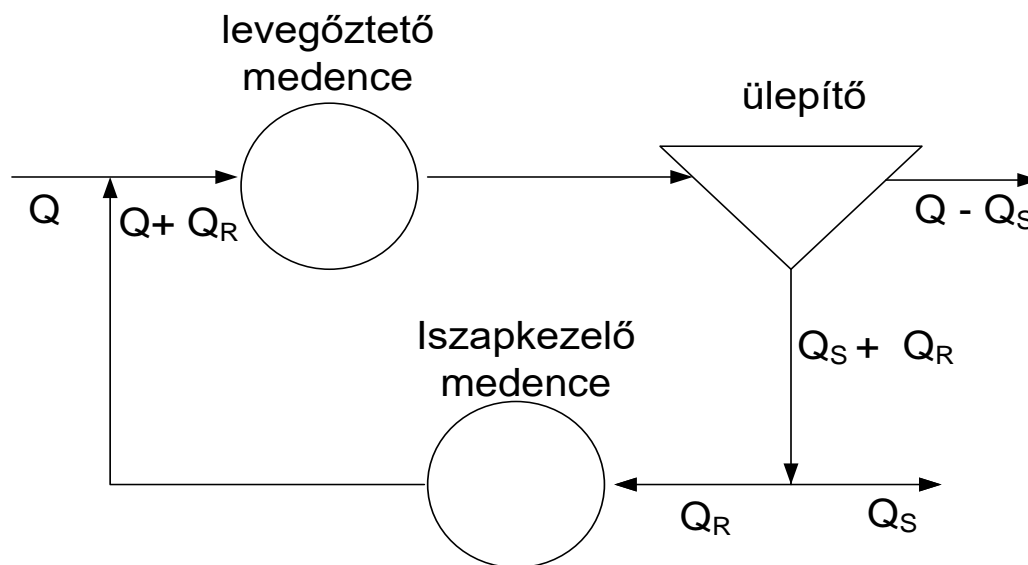
Érdekes lehetőségéről adott ugyanakkor hírt az iszapkoncentráció növelése, s vele az iszapterhelés csökkentése vonatkozásában egy olasz kutatócsoport (Ramadori et al., 2006; Iaconi et al., 2010). Az aerob iszapgranulációt (Scheffer, et al., 2006; Tay et al., 2006), mint lehetőséget felhasználva speciális biofilm hordozót, mint szűrőanyagot kombinálva azzal SBR elven működtetett aerob rendszerben (Ramadori et al., 2006; Iaconi et al., 2010) mintegy 120 napos iszapkort értek el 2,5 kg KOI/m³d térfogati terhelés mellett. Ehhez a reaktorukban 25-40 gVSS/m³-re tudták az iszapkoncentrációt növelni. Mindezek eredményeként félüzemi berendezésükben a fajlagos iszaphozam a lakossági szennyvíz tisztításakor 0,12-0,14 kg TSS/kg eltávolított KOI értékre csökkent. Eközben a tisztító 80 %-os KOI és nitrogéntartalom csökkentést biztosított. A foszfor eltávolítás határfoka nyilván jelentősen romlott az iszaphozam csökkenése miatt, erről azonban a közlemény nem tett említést.

Az iszap egyéb lízist eredményező kezelése ugyanakkor a granulált iszappal nem jöhet szóba, ezért a megoldás nehezen kombinálható egyéb módszerekkel. A jelentős beruházási költség, s az üzemeltetés fokozott szabályozás igénye is igencsak gátolja a gyakorlati elterjedését, hiszen maga az aerob granulált iszapos technológiai is ugyanezen okokból alig terjed a gyakorlatban.

8.3.4 Oxikus és anaerob környezet váltogatása (OSA és Cannibal eljárás)

Az aerob és anaerob környezet váltogatása a kizárólagosan aerob mikroorganizmusoknál erőteljesebb, a fakultatív aeroboknál valamivel kisebb mértékű sejtlízist eredményez (Chen et al., 2001b; Yu et al., 2006). Végtelen hosszú ciklusidővel ez a megoldás az aerob szennyvíztisztítás, majd anaerob iszaprohasztás kombinációja. Rövidebb ciklusidők esetén meghatározó lehet a különböző környezetben eltöltött idő, a részáramban, vagy teljes áramban történő ciklizálás, valamint az anaerob kezelést megelőző iszapülepítés, vagy annak az elhagyása. Először a múlt század kilencvenes éveinek elején vizsgálták az anaerob hidrolízis beiktatásának lehetőségét és iszaphozam csökkentő hatását (Chudoba et al., 1992b; 1992c). Az iszapülepítést követő anaerob kezelés beiktatása nélkül ekkor 0,28 - 0,47 g SS/ g KOI , míg annak a beiktatásakor 0,13 - 0,29 g SS/ g KOI fajlagos iszaphozamot mértek. A technológiát a kezelés

műveletsora (oxikus - ülepités – anaerob) angol megfelelőjének a kezdőbetűiről nevezték el (OSA) (24. ábra)



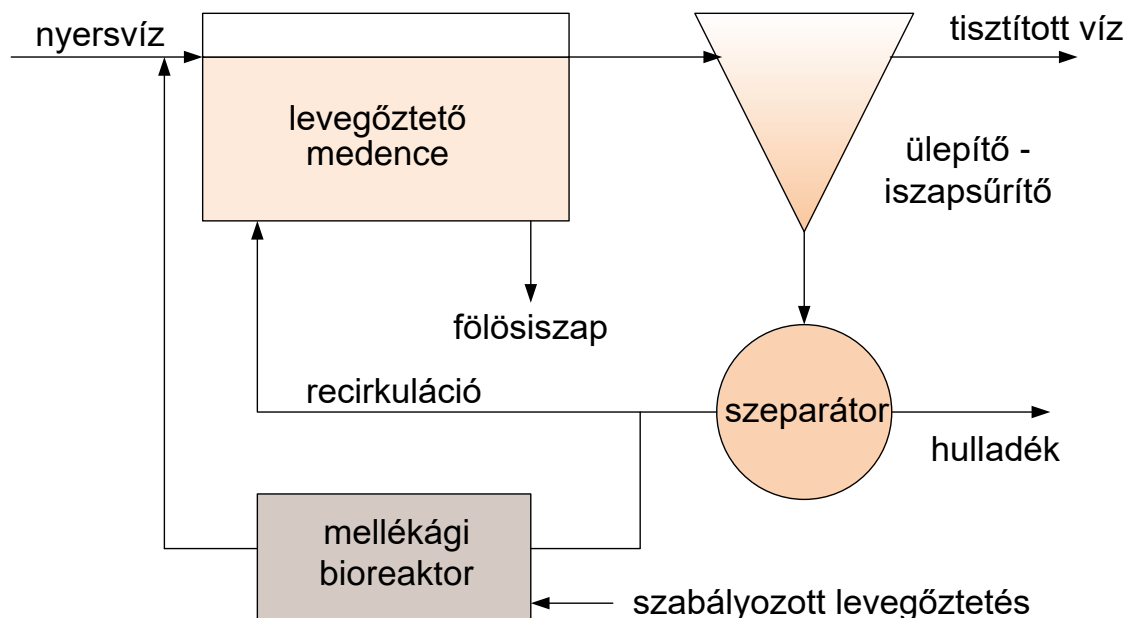
24. ábra Az anaerob iszapkezelő medencés OSA rendszer kialakítása (Chudoba et al., 1992).

Ezzel csaknem azonosnak tekinthető a Cannibal eljárás is, azzal az apró változtatással, hogy az ülepitett iszapot előbb szűrik, majd megosztják az anaerob és oxikus medencetér között (Chen et al., 2003; Goel – Noguera, 2006; Novak et al. 2007). Az anaerob medence itt nem is igazán anaerob, mert abban gondosan szabályozott levegőztetés történik igen kis oxigénszint tartásával. Ebből a térrészből adott tartózkodási idő után a „kiéheztetett” szennyvíziszap visszakerül az eleveniszapos tisztítás főágára, ahova a nyersvíz bevezetése is történik (25. ábra)

A főág egyébként akár folyamatos betáplálású A/O, vagy A2/O kialakítású, vagy SBR megoldású is lehet minkét megoldásnál. Az iszap szeparációja az OSA esetében gyakran ultraszűrővel történik. A Cannibal megoldásnál nincs ultraszűrés, helyette az ülepitett iszap recirkulációs ágában van valamilyen mechanikus szűrés, ami szabadalmi igénypont lévén nem pontosított (Goel – Noguera, 2006; Novak et al. 2007).

Fontosnak bizonyult az OSA megoldásnál az anaerob medencében kialakuló, vagy fenntartott oxidációs-redukációs potenciál (ORP) (Saby et al., 2003; Yu et al., 2006; Wang et al. 2008). Ha az ORP csak +100mV körüli volt az iszaphidrolizáló egységben, az iszaphozam csökkenés csak 36 % lett, míg -250 mV esetén 58 %. Az OSA megoldásnál egyidejűleg a KOI eltávolítás és az iszap ülepedése is javult

a tisztításnál. Az iszapcsökkenést egyébként itt is a szerves anyag anaerob környezetben történő lebontásának az energia (ATP) vesztesével magyarázták, melyet azután az iszapnak a levegőztető medencében előbb fel kell tölteni a szerves anyag asszimilációjához és szaporodáshoz, miközben potenciális tápanyagot, energiaforrást veszít az ahhoz elvileg rendelkezésre álló készletből (friss és endogén tápanyag).



25. ábra Cannibal eljárás folyamatábrája (Goel – Noguera, 2006).

A vizsgálatok alapján a sejtelhalás anaerob környezetben bekövetkező felgyorsulása az iszaphozam csökkenésének meghatározója, amit természetesen egy ultrahangos előkezeléssel még tovább gyorsíthatnak (Chen, 2003). Az OSA esetében is meghatározó az iszap (térfogatáramban a nyersvíznek mintegy huszada) tartózkodási ideje az anaerob reaktorban, de ugyanígy van ez a Cannibal eljárásnál is. Mindegyik esetében mintegy 5-10 napos HRT bizonyult az optimálisnak. Ez természetesen jelentős többlet anaerob, vagy szabályozottan levegőztetett iszapoxidációs teret jelent ezeknél az eljárásoknál.

A bevezetőben említett ATEV üzemi A/O típusú szennyvíztisztító rendszere is elvileg szinte azonosítható az OSA, vagy akár a Cannibal eljárással is, annyi eltéréssel, hogy abban hiányzik az ülepítéssel, vagy membránnal történő iszapsűrítés, s a HRT is sokkal rövidebb az anoxikus térben, mint az OSA esetében. Itt viszont a tápanyag igen jó bonthatósága eredményeként az

anoxikus térrészben az ORP folyamatosan az OSA esetére javasolt érték alatt van (-300 mV körüli). A levegőztetett iszapos térben az oxigénkoncentráció 3-4 mg/l között szabályozott, míg az iszapkoncentrációt a teljes rendszerben 7-8 mg/l között tartják. A fajlagos iszaphozam itt a már említett 0,1-0,13 g MLSS/g BOI₅, vagy 0,06-0,08 g MLSS/g KOI (Gyárfás et al., 2009). Ez a minimális iszaphozam a már említett hatásokon túl azzal is magyarázható, hogy a szennyvíziszap döntően élő mikroorganizmusokból és elhalt változataik sejtfalanyagából áll, így az iszap alig tartalmaz rostos részeket, cellulózt, hemicellulózt. Lebomlása és újrahasznosulása tehát sokkal nagyobb mértékű, mint a lakossági szennyvizek ilyen anyagokat nagyobb részarányban tartalmazó iszapjáé.

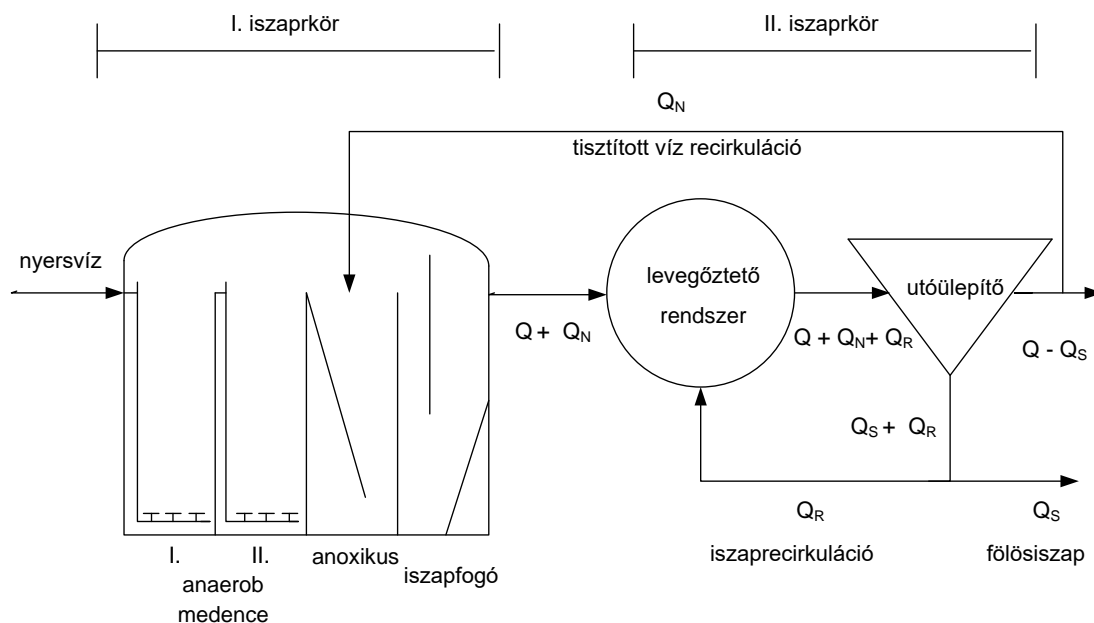
8.3.5 Anaerob előkezelés szeparált iszappal

Ez a megoldás jól ismert olyan koncentrált és jól bontható szennyvizek esetében, amelyeknél a szeparált anaerob előkezelés a szennyezőanyag energetikai hasznosítását, illetőleg az anaerob előkezelés révén a tisztítás energiaköltségének a minimalizálását szolgálja. Ezek elterjedéséhez az anaerob folyamatoknál keletkező iszap tömörítésének a kidolgozása adta meg az indító lökést (Lettinga et al., 1981). Előbb a lebegő iszapréteges, majd a granulált iszapos előrohasztás terjedt el erre széles körben. Az így előtisztított szennyvizet azonban eleveniszapos utótisztítással kell nitrogén és foszformentesíteni, illetőleg az anaerob úton nem bontható szerves anyagaitól megszabadítani. Az ilyen megoldások ezért szükségszerűen két iszapkörösök. Az iszaphozam csökkenését nem az oxikus, hanem az anaerob előtisztítás eredményezi, ezért ezek meghatározóan anaerob tisztításoknak tekinthetők.

A kisebb lakossági szennyvíztisztítók részére olasz kutatók megpróbálták adaptálni ugyanezt a technológiai kombinációt kevésbé költséges kiépítésű anaerob előtisztító résszel és egyszerűnek tűnő aerob utótisztítással (). Természetesen ugyanolyan két iszapkörös rendszerként kiépítve, mint amilyenek az intenzív anaerob szennyvíztisztítók is. Nem granulált anaerob iszapot használtak, hanem két egymást követő medencében történő lebegő iszapfüggönyös iszapvisszatartást (26. ábra).

Az anaerob medencesorról kimosódó kevés iszap az őket követő hasonló kialakítású anoxikus medencébe jut, majd onnan kerül vissza az első anaerob medencetérbe. Ez az iszapkör tehát részben anoxikus is. A második iszapkör ezzel szemben teljesen oxikus, s gyakorlatilag ennek a fölősiszap hozama

jelentetti a tisztítás iszaptermelését, ami értelemszerűen minimális kell legyen. Az első iszapkör anoxikus terében a második iszapkör üleptített elfolyó vize biztosítja a nitrát-ellátást, amiért is igen nagy tisztított víz visszaforgatás szükséges a jó nitrogéneltávolításhoz. Ehhez az aerob iszapkör üleptítójét is sokszorosan túl kellene méretezni, ami a beruházási költségeket jelentősen megnövelné.

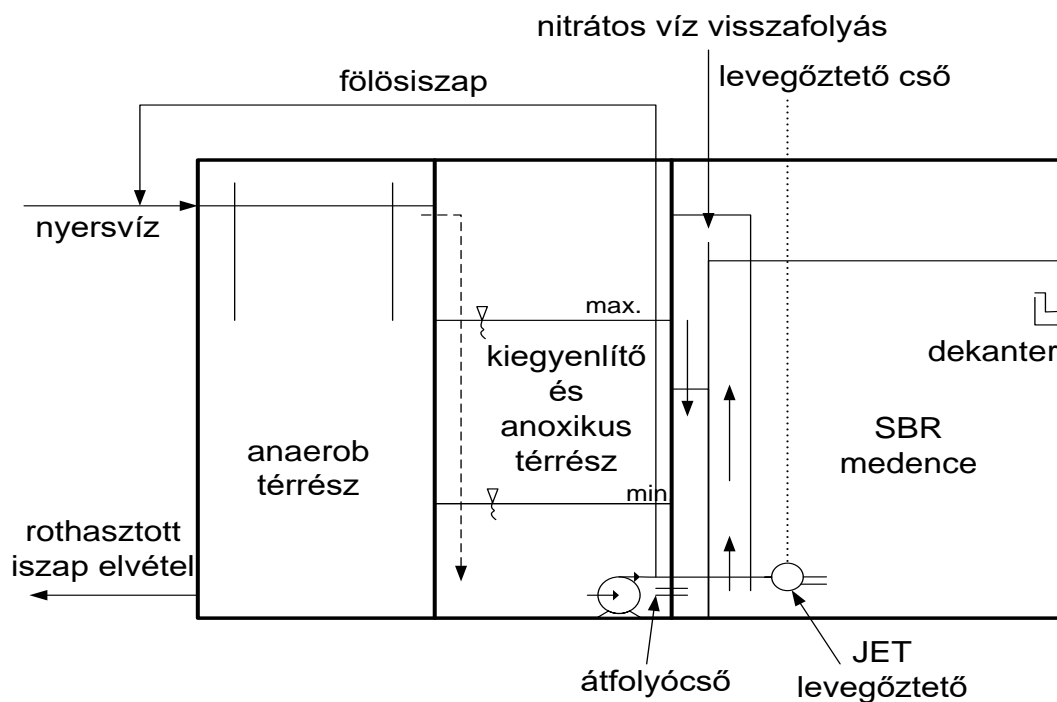


26. ábra Anaerob/anoxikus/oxikus tisztítás két iszapkörrel (ANANOX) (Garuti et al., 1992)

A félüzemi méretben kiépített ilyen üzem 89%-os KOI és lebegőanyag eltávolítást biztosított, míg a nitrogéneltávolítása 81%-osnak bizonyult. Ez a kisebb kapacitású (<10 000 LE) szennyvíztisztítóknál ki is elégítheti az igényeket, hacsak nem különösen védett, vagy időszakos vízfolyás a befogadó. Az ilyen technológiai kombinációval 0,2 kg TS/kg eltávolított KOI fajlagos iszaphozam adódott, miközben 0,103 m³/kg eltávolított KOI metántermelés is jelentkezett a gyakorlatilag döntően anaerobnak tekinthető előtisztításnál. Ilyen üzemek építéséről azonban az utóbbi évtizedben nem történt említés a közleményekben.

Hasonló elvű tisztítást valósít meg az ISAM technológia is, melyet a 27. ábramutat be (Janssen et al., 2002). Elvileg itt is szeparált az anaerob és az anoxikus-aerob iszapkör, de az utóbbi főlősiszapja visszakerül az anaerob első

lépcsőre az iszap anaerob rothasztása céljából. Ezt a megoldást is kisebb üzemek részére ajánlották, de kevés ipari megvalósításáról érhetők el adatszerűségek, így az elterjedtsége is nehezen ítélni lehet. Ez a levegőztetést (jet-aeration) és a belső iszaprecirkulációt, valamint az anoxikus tér keverését is elég sajátosan oldja meg, de elvileg attól még az anoxikus tere hagyományosnak tekinthető. Az anaerob iszapköre egyáltalán nem szabályozott, a nyersvíz szerves anyag egy részének és a fölösiszapnak a hidrolízisére, kis mértékű fermentációjára szolgál. Iszaphozama a tapasztalatok alapján fajlagosan igen kicsinek bizonyult a nagy anaerob iszap tartózkodási idő eredményeként.



27. ábra Az ISAM technológiai kiépítése (Janssen et al., 2002).

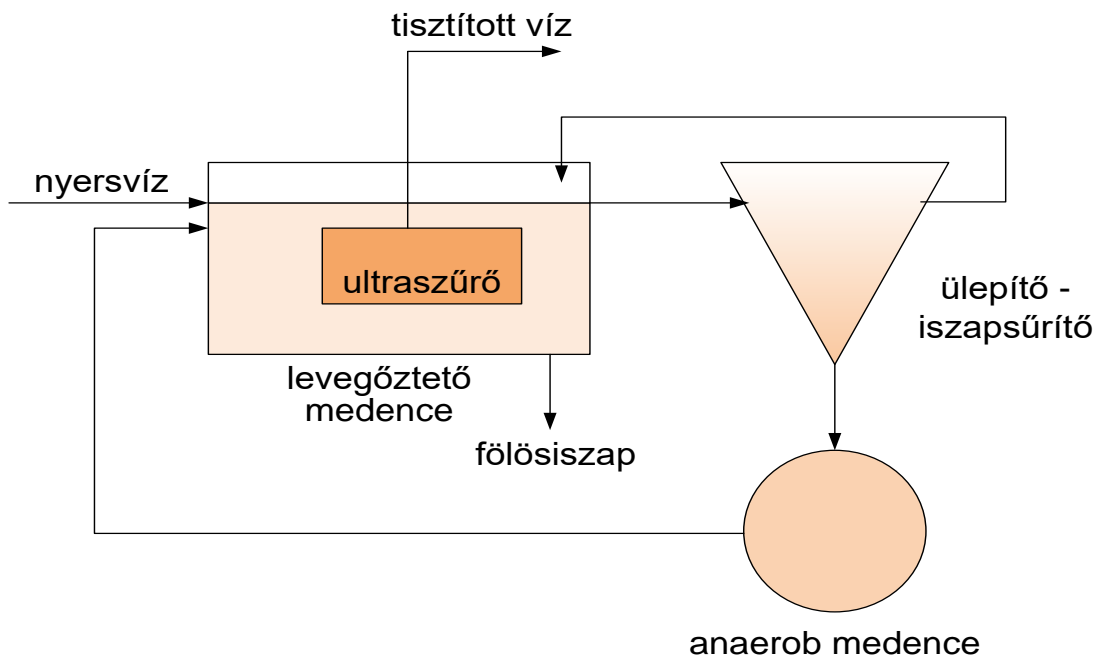
Ez a megoldás nagyon hasonlít az igazán kis méretű házi szennyvíztisztítók esetén is gyakran alkalmazott előrothasztáshoz. Az anaerob iszaphidrolízis révén igen hatásos a keletkező fölösiszap előrothasztásával az iszaphozam minimalizálására. A kis szennyvíztisztítók esetében az anaerob térnek a vízhozam kiegyenlítő szerepe is jelentős, abban a nyersvíz HRT-je egy-három napos is lehet.

8.3.6 Ultraszűrős iszapvisszatartással üzemelő reaktorok

Az ilyen iszapvisszatartás, lehetővé teszi a nagyobb iszapkoncentráció és iszapkor tartását az eleveniszapos rendszerben, miközben maga a levegőztetés is lehet időben, vagy térben ciklizált. Ez hosszabb anaerob iszaphidrolízist is biztosíthat, amikor a rendszerkialakítás annak megfelelő oxikus és anaerob környezetet biztosít akár az OSA megoldás elveinek megfelelően (28. ábra). Az iszap ultraszűréssel történő szeparációja esetén azonban a biomasza mikrobiális összetétele is jelentős módosul. A keletkező iszap széteső, látszólag szerkezet nélküli, igen sok elhalt sejtfalanyagot tartalmaz, iszapindexe viszkozitása nagy, ülepedése gyenge, vízteleníthetősége rossz, így a membrános fázisszétválasztás szinte szükségszerű is (Yoon, et al. 2004; Young, et al., 2007). Ekkor az oldottnak tekinthető finom kolloid szerves anyag egy része, s a szabadon úszó baktériumok is eltávolításra kerülnek a vízből, ami a KOI 10-20 mg/l közé történő csökkentését eredményezi.

Az ultraszűrős eleveniszapos megoldásoknál az iszapkorral egyértelműen csökken a tisztítás iszaphozama, de nem változik a szűrt víz tisztasága. A nitrifikáció sem romlik az iszapkorral. Egyértelműen bizonyítást nyert (Witzig et al, 2002; Rosenberger et al., 2002), hogy a predációnak az ilyen tisztításnál nem volt lényeges hatása. Protozoák és metazoák gyakorlatilag hiányoztak az iszapból, amit viszont nem lehetett megmagyarázni. Megfelelően kis relatív iszapterhelésnél gyakorlatilag fölősiszap termelése nélkül lehetett üzemelni az MBR tisztítással (Rosenberger et al., 2002; Wagner - Rosenwinkel, 2000; Witzig et al, 2002).

Bár a Membrános biológiai reaktoroknak (MBR) az iszaptermelés nélküli üzemeltetése ígéretesnek tűnt, azok levegőztetése költségesebb, mint a hagyományos eleveniszapos medencéké, s a már említett rossz iszapvízteleníthetőség és a szűrőmembrán gyakori eltömítése is olyan költségtöbblet, ami lehetlenné velük a teljes iszapmegsemmisítést. Mérséklet iszapterhelés mellett, optimális iszapkoncentráció (15-20 g/l) tartásával az iszaphozam azonban jelentősen csökkenthető esetükben. A legutóbbi japán tapasztalatok szerint 30-50 mg/g iszap szárazanyag ózondózis esetén ilyen kiépítésben az iszaptermelés teljesen megszüntethető, miközben az ózon és a membránmodul-cserék költsége megegyező az iszapfeldolgozás költségével (Chu et al., 2009).



28. ábra MBR rendszer OSA kiépítésben (Young, et al., 2007).

8.4 A szaporodó baktériumok felemésztése protozoákkal metazoákkal, gilisztákkal

Az eleveniszapos szennyvíztisztításnál szükségszerűen mesterséges ökoszisztéma alakul ki, miközben a rendszer ideális környezet számos, a baktériumoknál nagyobb, magasabb rendű szervezet életterének. Az iszaptermelés ennek megfelelően az eleveniszapos tisztításnál protozoák és metazoák elszaporításával is csökkenthető, melyek a baktériumokkal táplálkoznak, miközben a bakteriális lebontást, szerves anyag eltávolítást nem zavarják számottevően. A táplálkozási láncban a magasabb szintre történő anyagátvitel a felsőbb szintek gyengébb tápanyag konverziója miatt energiaveszteség, s vele iszaphozam csökkenés. Az eleveniszapban a baktériumokat „legelésző” fauna elsősorban a fenti két csoport tagjaiból áll. Az eleveniszap 1 %-nál kisebb hányadát teszik azonban csak ki szárazanyagban a protozoák, s azoknak mintegy 70 %-át a sziliátok. A protozoák négy fő csoportba tartoznak: sziliátok (szabadon úszók), flagellátok, amőbák és heliozoák. A metazoák általában rotiferák és nematodák (Eikelboom, 2000).

Köztudott, hogy a protozoák és a metazoák a szabadon úszó baktériumok fogyasztásával a víz zavarosságát csökkentik, tisztaságát javítják. Régebben jelenlétüket a tisztítás jóságának indikációjaként is értelmezték. Napjainkban

számos kutató fontosabbnak ítéli ezeknek a szervezeteknek az iszapcsökkentő szerepét. Ugyan az iszaphozamot akár 20-40 %-al is csökkenthetik, hatásos elszaporításuk csak két iszapkörös (kétlépcsős) eleveniszapos, illetőleg ultraszűrő membrános eleveniszapos rendszerekben látszik realizálhatónak (Eikelboom, 2000). Az ilyen szervezetek ugyanis igen kis szájmérettel és emésztőcsővel rendelkeznek, s az iszaplehek ezért alig képezhetik tápanyagukat. Jobbak azonban részükre a táplálkozási lehetőségek az MBR rendszerek szerkezet nélküli, flokkulációra gyengébben hajlamos iszapjánál, különösen ha azt ultrahanggal is tovább aprítják (Lapinski – Tunnacliffe, 2003). A metazoák elszaporodása esetén a szűrőmembrán eltömődése is kevésbé jelentkezik (Luxmy et al., 2001). Elvileg a két iszapos rendszerek is kedvezőek lehetnének, azonban a nagy iszapkor, s ezzel a beruházásigényük növekedése alkalmazásukat eddig kizárta.

A giliszták a legnagyobb szervezetek, melyek tevékenysége az eleveniszapban számottevő lehet (Elissen et al., 2006; Ratsak, 2006; Ratsak – Werkuijlen, 2006; Hendrickx, et al. 2009). Ezeknek talán nagyobb jelentőségük is lehet az iszapemésztés gyakorlatában, mint a protozoáknak és metazoáknak. A leggyakrabban jelentkező giliszták az eleveniszapban a Naididae, Aerosomatidae, és Tubificidae. Az első kettő a szabadon úszó giliszták csoportjába tartozik. A Tubificidae szuszpenzióban kevésbé szaporodik, a medencefenék iszapjában azonban előszeretettel. Ezek a giliszták a kis, vagy közepes terhelésű szűrőágyakat kedvelik (<0,2 kg BOI₅/m³d). Eleveniszapban még ennek is csak a fele terhelésig érzik jól magukat (Eikelboom, 2000). Jelentős elszaporodásuk az eleveniszapban kisebb iszapindexet, kisebb levegőztetés igényt, kisebb iszaphozamot (25-50 %) eredményezett. A membrán és membrán nélküli eleveniszapos rendszerekben hatásuk ellentmondásos, ami környezetigényük ismeretének a hiányát bizonyítja. Feltehetően az aktuális domináns fajok is jelentősen eltérnek a gravitációs iszapülepítő és a membrán iszapszeparáció esetén. Azt viszont bizonyították, hogy anaerob, vagy igen rosszul levegőztetett környezetben öt napig is képesek életben maradni (Mattson et al., 2008).

A robbanásszerű giliszta elszaporodás esetén az eleveniszapos rendszerekben az iszapindex 60 ml/g értékre, a fajlagos iszaphozam pedig 0,17 kg SS/kg eltávolított KOI értékre csökkent (Wei et al., 2003). A nitrifikációt mindez nem zavarta, a foszfor eltávolítás viszont az iszaphozammal együtt lényegesen csökkent. Legfőbb gondot jelenleg azonban a giliszták szaporodásának az instabilitása jelenti. Ma már ismeretes, hogy 2,5 mg/l DO koncentráció alatt a

giliszták szaporodása erősen csökken, s igazán a 8 mg/l körüli oxigénkoncentrációt kedvelik (77 % iszapozam csökkentés). Ekkor azonban csupán 15-20 % oxigénfogyasztás növekedést eredményeznek. A hőmérséklet 10 °C alatt és 25 °C fölött eredményezi a giliszták szaporodás és aktivitás csökkenését az eleveniszapos rendszerekben. A giliszták iszaphasznosítása 0,02 mg N / mg TSS ammónium felszabadítást eredményez. A giliszták a szabad ammóniára rendkívül érzékenyek. A pH megfelelő szabályozásával kell biztosítani, hogy az ne lehessen toxikus a gilisztákra (Hendrickx, et al., 2009).

8.5 Összefoglalás

Az áttekintőből kiderül, hogy azoknál a szennyvíztisztítóknál, melyek nem tudnak anaerob iszaprohasztót építeni, fontos feladat lesz a jövőben az iszapozam csökkentése. Ez részben költségcsökkentést jelenthet, részben hosszabb távon biztosíthatja az adott helyen fenntartható iszapelhelyezést. Az iszapcsökkentés igénye azonban mindig a helyi lehetőségektől függ. Az ismertetőben bemutatott megoldások közül legnagyobb fejlődés előtt a sejtelhalás eleven iszapos rendszerben, valamilyen biológiai módon történő gyorsítása, valamint annak az ultrahangos és ózonos kezeléssel kombinált változatai állnak. Az utóbbiakra az áttekintő számos példát is megemlített. Hogy közülük a telepek mérete függvényében melyik jöhet szóba, az a beruházási és üzemeltetési többletköltségek függvénye. A kezelőtér fogat növelése gyakorlatilag csak beruházási, az ultrahang, ózon, vagy bármi más vegyszer alkalmazása beruházási és üzemeltetési költségnövekedést jelent. Ennek a növekménynek az iszap tovább-feldolgozása, hasznosítása és elhelyezése költségében meg kell térülnie. A kombinációk száma így elég nagy, feltehetően még sokáig nem kerül sor olyan toxikus hatású iszapszaporodás csökkentő vegyszerek felhasználására, melyek egyébként igen hatásosak, de hosszabb távú víz- és iszapszennyező hatásaik jelenleg még alig ismertek.

8.6 Hivatkozások

- Abbassi, B. – Dullstein, S. - Rabiger, N. (2000) Minimization of excess sludge production by increase of oxygen concentration in activated sludge flocs: experimental and theoretical approach. Water Research, 34 (1) 139–146.
- Andreottola, G - Foladori, P. (2006) [A Review and Assessment of Emerging Technologies for the Minimization of Excess Sludge Production in](#)

[Wastewater Treatment Plants. Journal of Environmental Science and Health, Part A, \[http://www.informaworld.com/smpp/1973824971-13298619/title~db=all~content=t713597268~tab=issueslist~branches=41 - v4141\\(9\\)1853-1872\]\(http://www.informaworld.com/smpp/1973824971-13298619/title~db=all~content=t713597268~tab=issueslist~branches=41 - v4141\(9\)1853-1872\).](http://www.informaworld.com/smpp/1973824971-13298619/title~db=all~content=t713597268~tab=issueslist~branches=41 - v4141(9)1853-1872)

- Bougrier, C. - Albasi, C. - Delgenes, J. P. - Carrere, H. (2006) Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. *Chemical Engineering and Processing* 45 (8) 711-718.
- Cao, X.Q. - Chen, J. - Cao, Y.L. - Zhu, J.Y. - Hao, X.D. (2006) Experimental study on sludge reduction by ultrasound, *Water Sci Technol*, 54 (9) 87-93.
- Chang, J. - Chudoba, P. - Capdeville, B. (1993) Determination of the maintenance requirement of activated sludge. *Water Sci. Technol.*, 28, 139-142.
- Chen, G. H. - Mo, H. K. - Saby, S. - Yip, W. K. - Liu, Y. (2000) Minimization of activated sludge production by chemically stimulated energy spilling. *Water Sci Technol*, 42 (12) 189-200.
- Chen, G. H. - Saby, S. - Djaer, M. - Mo, H. K. (2001a) New approaches to minimize excess sludge in activated sludge systems. *Water Sci. Technol.* 44 (10) 203-208.
- Chen, G. H. - Yip, W. K. - Mo, H. K. - Liu, Y. (2001b). Effect of sludge fasting and feasting on growth of activated sludge cultures. *Water Research*, 35 (4) 1029-1037.
- Chen, G. H. - Mo, H. K. - Liu, Y. (2002) Utilization of a metabolic uncoupler, 3,3',4',5-tetrachlorosalicylanilide (TCS) to reduce sludge growth in activated sludge culture. *Water Research*, 36 (8) 2077-2083.
- Chen, G. H. - An, K. J. - Saby, S. - Brois, E. - Djafer, M. (2003) Possible cause of excess sludge reduction in an oxic-settling anaerobic activated sludge process (OSA process). *Water Research*, 37 (16) 3855-3866.
- Chiavola, A. - Naso, M. - Rolle, E. - Trombetta, D. (2007) Effect of ozonation on sludge reduction in a SBR plant. *Water Sci Technol*, 56 (9) 157-165.
- Chu, L. B. - Yan, S. T. - Xing, X. H. - Yu, A. F. - Sun, X. L. - Jurcik, B. (2008) Enhanced sludge solubilization by microbubble ozonation. *Chemosphere*, 72 (2) 205-212.
- Chu, L. B. - Yan, S. T. - Xing, X. H. - Sun, X. L. - Jurcik, B. (2009) Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production. *Water Research*, 43 (7) 1811-1822.
- Chudoba, P. - Capdeville, B. - Chudoba, J. (1992a) Explanation of biological meaning of the S0/X0 ratio in batch cultivation. *Water Sci Technol*, 26 (3-4) 743-751.

- Chudoba, P. - Chudoba, J. - Capdeville, B. (1992b) The aspect of energetic uncoupling of microbial growth in the activated sludge process: OSA system. *Water Sci Technol*, 26 (9-11) 2477–2480.
- Chudoba, P. - Morel, A. - Capdeville, B. (1992c) The case of both energetic uncoupling and metabolic selection of microorganisms in the OSA activated sludge system. *Environ Technol*, 13, 761–770.
- Davis, R. D. - Hall, J. E. (1997) Production, treatment and disposal of wastewater sludge in Europe from a UK perspective. *European Water Pollution Control*, 7 (2) 9-17.
- Dytczak, M.A. - Oleszkiewicz, J.A. (2008) Performance change during long-term ozonation aimed at augmenting denitrification and decreasing waste activated sludge. *Chemosphere*, 73 (9) 1529–32.
- Eikelboom, D. H. (2000) Process control of activated sludge plants by microscopic investigation. UK: IWA Publishing; p. 85–102.
- Elissen, H. J. H. - Tim L.G. Hendrickx, T. L. G. – Temmink, H. - Buisman, C. J. N. (2006) A new reactor concept for sludge reduction using aquatic worms. *Water Research*, 40 (20) 3713-3718.
- Garuti, G. - Dohanyos, M. - Tilche, A. (1992) Anaerobic-Aerobic combined process for the treatment of sewage with nutrient removal: the ANANOX process. *Water Sci Technol*, 25 (7) 383–394.
- Gaudy, A. F. - Gaudy, E. T. (1980) *Microbiology for Environmental Scientists and Engineers*. McGraw-Hill, New York.
- Goel, R. K. - Noguera, D. R. (2006) Evaluation of Sludge Yield and Phosphorus Removal in a Cannibal Solids Reduction Process. *J. Envir. Engrg.*, 132 (10) 1331-1337.
- Grady, C. P. L. – Daigger, G. T. – Lim, H. C. (1999) *Biological wastewater treatment*, 2nd ed., Marcel Dekker, p. 561–97.
- Gyárfás, T. – Szerdahelyi, N. – Taxner, Gy. – Irházy, J. – Kiss, J. – Kárpáti, Á. (2009) Hatékony nitrogéneltávolítás speciális elődenitrifikáló eleveniszapos rendszerben alacsony iszaphozammal. „A hazai szennyvíztisztítás gyakorlata, és az eddigi ismeretekkel nem egyeztethető jelenségek” Konferencia, Agárd, Pálmajor, 2009. november 6. CD Kiadvány, 10-11.
- Hendrickx, T. L. G. - Temmink, H. - Elissen, H. J. H. - Buisman, C. J. N. (2009) The effect of operating conditions on aquatic worms eating waste sludge. *Water Research*, 43, 943 – 950.
- Horváth, G. (2009) Kapuvári szennyvíztelep intenzifikálása -példa egy rendszer minőségi és mennyiségi hatékonyságának növelésére kis ráfordítással. „A hazai szennyvíztisztítás gyakorlata, és az eddigi ismeretekkel nem

- egyezettethető jelenségek” Konferencia, Agárd, Pálmajor, 2009. november 6. CD Kiadvány, 33-45.
- Iaconi, C. – Sanctis, M – Rossetti, S. – Ramadori, R (2010) SBBGR technology for minimising excess sludge production in biological processes. *Water Research*, 30 (1) 1-8.
- Janssen, P. M. J. - Meinema, K. - van der Roest H. F. (2002) JHB and ISAM processes. In *Biological Phosphorus Removal: Manual for Design and Operation*, Science
- Kamiya, T. - Hirotsuki, J. (1998) New combined system of biological process and intermittent ozonation for advanced wastewater treatment. *Water Sci. Technol*, 38 (8–9) 145–153.
- Kampas, P. - Parsons, S. A. - Pearce, P. - Ledoux, S. - Vale, P. - Churchley, J. - Cartmell, E. (2007) Mechanical sludge disintegration for the production of carbon source for biological nutrient removal. *Water Research*, 41, 1734–1742.
- Kárpáti, Á. (2009) Szennyvíziszap és termékeinek mezőgazdasági hasznosítása, várható hatásaik. *Biohulladék*, 4 (3) 17-19.
- Kim, T. H. - Lee, S. R. - Nam Y. K. – Yang, j. – Park, C. – Lee, M. (2009) [Disintegration of excess activated sludge by hydrogen peroxide oxidation](#). *Desalination*, 246 (1-3) 275-284.
- Lapinski, J. - Tunnacliffe, A. (2003) Reduction of suspended biomass in municipal wastewater using bdelloid rotifers. *Water Research*, 37 (9) 2027–2034.
- Laturnus, F. - von Arnold, K. - Grøn, C. (2007) Organic contaminants from sewage sludge applied to agricultural soils. False alarm regarding possible problems for food safety? *Environ Sci Pollut Res Int*, 14 (1) 53–60.
- Lettinga, G. - Roesma, R. - Grin, P. E. - De Zeew, W. J. - Hulshoff Pol, L. W. - Hobma, S. W. - Van Verlen, A. F. M - Zeeman, G. (1981) *Anaerobic Treatment of Sewage and Low Strength Wastewater*. *Anaerobic Digestion*, Elsevier Biomedical Press, 271-291.
- Lishman, L. A. - Legge, R. L. - Farquhar, G. J. (2000) Temperature effects on wastewater treatment under aerobic and anoxic conditions. *Water Research*, 36 (8) 2263–2276.
- Liu, Y. - Chen, G. H. – Paul, E. (1998) Effect of the S0/X0 ratio on energy uncoupling in substrate-sufficient batch culture of activated sludge. *Water Research*, 32 (10) 2833–88.
- Liu, Y. (2003). Chemically reduced excess sludge production in the activated sludge process. *Chemosphere*, 50, 1-7.

- Liu, Y. - Tay, J. H. (2001). Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process. *Biotechnology Advances*, 19, 97-107.
- Low, E. W. – Chase, H. A. (1999) Reducing production of excess biomass during wastewater treatment. *Water Research*, 33 (5) 1119–32.
- Low, E.W. - Chase, H. A. - Milner, M. G. - Curtis, T. P. (2000) Uncoupling of metabolism to reduce biomass production in the activated sludge process. *Water Res* 34 (12) 3204–12.
- Luxmy, B. S. - Kubo, T. - Yamamoto, K. (2001) Sludge reduction potential of metazoa in membrane bioreactors. *Water Sci Technol*, 44 (10) 197–202.
- Manterola, G. - Uriarte, I. - Sancho, L. (2008) The effect of operational parameters of the process of sludge ozonation on the solubilisation of organic and nitrogenous compounds. *Water Research*, 42 (12) 3191–3197.
- Martinage, V. . Paul, E. (2000) Effect of environmental parameters on autotrophic decay rate. *Environ. Technol.* 21, 31–41.
- Mason, C. A. - Hamer, G. - Bryers, J. D. (1986) The death and lysis of microorganism in environmental process. *FEMS Microbiol. Rev.*, 39, 373–401.
- Mason, C. A. - Hamer, G. (1987) Cryptic growth in *Klebsiella pneumoniae*. *App. Microbiol.*, 25, 577–584.
- Mattson, V. R. - Hockett, J. R. - Highland, T. L. - Ankley, G. T. - Mount, D. R. (2008) Effects of low dissolved oxygen on organisms used in freshwater sediment toxicity tests. *Chemosphere*, 70, 1840–1844.
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater engineering: treatment and reuse*, 4th edn. McGraw Hill, New York, NY
- Mines, R. O. - Northenor, C. B. - Murchison, M. (2008) Oxidation and ozonation of waste activated sludge. *Journal of Environmental Science and Health, Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 43 (6) 610–618.
- Nagare, H. - Tsuno, H. - Saktaywin, W. - Soyama, T. (2008) Sludge ozonation and its application to a new advanced wastewater treatment process with sludge disintegration. *Ozone: Science & Engineering*, 30 (2) 136–144.
- Neyens, E. - Baeyens, J. (2003) A review of thermal sludge pretreatment processes to improve dewaterability. *J Hazard Mater*, 98 (1–3) 51–67.
- Novak, J. T. - Chon, D. H. - Curtis, B. A. - Doyle, M. (2007) Biological Solids Reduction Using the Cannibal Process. *Water Environment Research*, 79 (12) 2380-2386.
- Ødegaard, H. (2004) Sludge minimization technologies - an overview. *Water Sci. Technol*, 49 (10) 31–40.

- Perez-Elvira, S. I. -Nieto Diez, P.-Fdz-Polanco F. (2006) *Sludge Minimization Technologies*. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, (5) 375–398.
- Pulger, V. – Peszmeg, G. – Kárpáti Á. (2006) A szennyvíziszap-égetés gyakorlati megvalósítása. Műszaki Információ / Környezetvédelem, (23-24) 74-86.
- Pitás, V. - Németh, G. - Reich, K. - Fazekas, B. - Kárpáti, Á. (2009) Biofilm hordozó hatása biofilmes / hibrid reaktorok működésére, Műszaki Információ - Környezetvédelem, (6) 63-74.
- Ramadori, R., Di Iaconi, C., Lopez, A., Passino, R., 2006. An innovative technology based on aerobic granular biomass for treating municipal and/or industrial wastewater with low environmental impact. Water Sci Technol, 53 (12), 321–329.
- [Ramakrishna, D. M.](#) - [Viraraghavan](#), T (2005) Strategies for sludge minimization in activated sludge process - a review. Fresenius Environmental Bulletin, 14 (1) 2-12.
- [Ratsak, C. H.](#) (2006) Sludge Reduction by Predatory Activity of Aquatic Oligochaetes in Wastewater Treatment Plants: Science or Fiction? A Review [Hydrobiologia](#), 564 (1) 197-211.
- Rocher, M. - Roux, G. - Goma, G. - Begue, A.P. - Louvel, L. - Rols, J. L. (2001) Excess sludge reduction in activated sludge processes by integrating biomass alkaline heat treatment. Water Sci Technol, 44 (2–3) 437–444.
- Rosenberger, S. - Kruger, U. - Witxig, R. - Manz, W. - Szewzyk, U. - Kraume, M. (2002) Performance of a biorreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal wastewater. Water Research, 36 (2) 413–420.
- Roxburgh, R. - Sieger, R. - Johnson, B. - Rabinowitz, B. - Goodwin, S. - Crawford, G. - Daigger, G. (2006) Sludge Minimization Sludge Minimization Technologies- Doing more to get Less. [Proceedings of the Water Environment Federation](#), WEFTEC 2006: Session 1-10, 506-525.
- Saby, S. - Djafer, M. - Chen GH (2002) Feasibility of using a chlorination step to reduce excess sludge in activated sludge process. Water Research, 36 (3) 656–666.
- Saby, S. - Djafer, M. - Chen GH. (2003) Effect of low ORP in anoxic sludge zone on excess sludge production in oxic-settling - anoxic activated sludge process. Water Research, 37 (1) 11–20.
- Salsabil, M. R. - Prorot, A. - Casellas, M. - Dagot, C. (2009) Pre-treatment of activated sludge: Effect of sonication on aerobic and anaerobic digestibility. Chemical Engineering Journal, 148, 327–335.
- Salsabil, M. R. - Laurent, J. - Casellas, M. - Dagot, C. (2010) Techno-economic evaluation of thermal treatment, ozonation and sonication for the reduction

- of wastewater biomass volume before aerobic or anaerobic digestion. *Journal of Hazardous Materials*, 174 (1-3) 323-333.
- Samir, K. K. - Grewell, D. - Sung, S. - van Leeuwen, J. (2007) Ultrasound applications in wastewater sludge pretreatment - A review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 37 (4) 277-313.
- Scheffer R., Thury P., Kárpáti Á. (2006) Aerob szennyvíztisztítás iszapgranulációval, XXIV. Országos Hidrológiai Vándorgyűlés, Pécs, július 5-6. (CD)
- Senez, J. C. (1962) Some considerations on the energetics of bacterial growth. *Bacteriol Rev*, 26, 95-107.
- Stouthamer, A. H. (1997) Correlation of growth yields. In: Quayle JR, editor. *Microbial biochemistry, international review of biochemistry*, Vol. 21. Baltimore: University Park, 1-47.
- Szentgyörgyi, E - Pitás, V. - Kárpáti, Á. (2008) A biofilmes szennyvíztisztítási technológiák létjogosultsága a modern szennyvíztisztításban. *MASZESZ Hírcsatorna*, (5-6) 3-9.
- Tay, J.H., Tay, S.T.L., Liu, Y., Yeow, S.K., Ivanov, V., 2006. *Biogranulation Technologies for Wastewater Treatment*. In: *Waste Manag. Series*. Elsevier, Amsterdam.
- Thury, P. - Kárpáti, Á. (2004) Iszaphozam számítása az eleveniszapos szennyvíztisztításnál. *MASZESZ Hírcsatorna*, (5-6) 14-18.
- Tian, S. - Lishman, L. - Murphy, K. L. (1994) Investigation into excess sludge activated sludge accumulation at low temperatures. *Water Research*, 28 (3)501-509.
- Yan, S. T. - Chu, L. B. - Xing, X. H. - Yu, A. F. - Sun, X. L. - Jurcik, B., (2009) Analysis of the mechanism of sludge ozonation by a combination of biological and chemical approaches. *Water Research*, 43, 195-203.
- Yang, X. F. - Xie, M. L. - Liu, Y. (2003) Metabolic uncouplers reduce excess sludge production in an activated sludge process. *Process Biochem*, 38 (9) 1373-7.
- Ye, F. X. - Li, Y. (2005) Reduction of excess sludge production by 3,3',4', 5-tetrachlorosalicylanilide in an activated sludge process, *Appl. Microbiol. Biotechnol*, 67, 269-274.
- Yoon, S.H. - Kim, H.S. - Lee, S.H. (2004) Incorporation of ultrasonic cell disintegration into a membrane bioreactor for zero sludge production. *Process Biochem*, 39 (12), 1923-1929.
- Young, K.O. - Lee, K.R. - Kwang, B.K. - Yeom, I.T., 2007. Effects of chemical sludge disintegration on the performances of wastewater treatment by membrane bioreactor. *Water Research*, 47, 2665-2671.

- Yu, A. - Feng, Q. - Liu, Z. (2006) Biological wastewater treatment by a bioreactor with repeated coupling of aerobes and anaerobes aiming at on-site reduction of excess sludge *Water Sci Technol*, 53 (9) 71-77.
- Yu, G. H. - He, P.J. - Shao, L. M. - Zhu, Y. S. (2008) Extracellular proteins, polysaccharides and enzymes impact on sludge aerobic digestion after ultrasonic pre-treatment, *Water Research*, 42 (8-9) 1925-1934.
- Wagner, J. - Rosenwinkel, K. H. (2000) Sludge production in membrane bioreactors under different conditions. *Water Sci Technol*, 41 (10-11) 251-258.
- Wang, J. - Zhao, Q. - Jin, W. - Lin, Y. (2008) Mechanism on minimization of excess sludge in oxic-settling-anaerobic (OSA) process. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 2 (1) 36-43.
- Weemaes, M. P. J. - Verstraete, W. (1998) Evaluation of current wet sludge disintegration techniques. *J Chem Technol Biotechnol*, 73, 83-92.
- Wei, Y S. - Van Houten, R. T. - Borger, A. R. - Eikelboom, D, H. - Fan, Y. (2003). Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, 37, 4453-4467.
- Wei, Y. S. - Van Houten, R. T. - Borger, A. R. - Eikelboom, D. H. - Fan, Y. B. (2003) Comparison performances of membrane bioreactor (MBR) and conventional activated sludge (CAS) processes on sludge reduction induced by Oligochaete. *Environ Sci and Technol*, 37 (14) 3171-80.
- Witzig, R. - Manz, W. - Rosenberger, S. - Kruger, U. - Kraume, M. - Szewzyk U. (2002) Microbiological aspects of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 36 (2) 394-402.
- Zhang, G. - P. Zhang, J. - Yang, Y. - Chena, J. (2007) Ultrasonic reduction of excess sludge from the activated sludge system, *Journal of Hazardous Materials* 145, 515-519.
- Zhang, G.M. - Yang, J. - Liu, H.Z. - Zhang, J. (2009) Sludge ozonation: Disintegration, supernatant changes and mechanisms. *Bioresource Technology*, 100 (3) 1505-1509.

Megjelent a MASZESZ Hírcsatornában

9 Szennyvizek és szennyvíztisztítási maradékok újrahasznosítása, illetve a komposztálás

Kárpáti Árpád

Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém

9.1 Bevezető

A szennyvizek újrahasznosítása vagy közvetlenül, vagy a belőle előállított termékeken keresztül történhet. Az első, a változatlan formában történő újrahasznosításra ma még viszonylag kevés példa van hazánkban. Ez a szennyvíz folyadékfázisa hőjének a hőszivattyús megoldással történő hasznosítása, vagy a mezőgazdaságban történő elöntözése. A folyadékfázis hője természetesen a tisztított szennyvízből is lehetséges, de ott már talán termék újrahasznosításáról beszélhetünk. Ma még azonban szennyezőanyagaiból előállított termékek hasznosítása a nagyobb jelentőségű. Ezek a nyersvízből vagy iszapból történő biometanizáció metánja, illetőleg az abból termelhető hő és elektromos áram, valamint biometanizáció szilárd maradékának a továbbhasznosítása. Az utóbbit csakis víztelenítés és részleges szárítás után lehet lehetséges hasznosítani, hiszen a nagy víztartalma miatt egyébként a szállítás, elhelyezés, hasznosítás költségei gazdaságtalanná, túl drágává teszik azt. A komposztálás a szennyvíziszap mezőgazdasági segédanyaggá, terméké alakítása, amely szinté nem nélkülözheti a részleges szárítást. A komposztban ugyanakkor nem csak az iszap energiatartalma hasznosul, hanem a talaj termőképességét javító makro (N és P) és mikroelemek, növényi tápanyagok is. Ennél a megoldásnál az iszap szervesanyagok természetbarát módon hasznosulnak, beépülve a talajmátrixba. Elmondható ez a gyakorlatilag vitrifikálással történő hasznosításukról, is a cementbe történő iszap-beégetés esetében.

9.2 A szennyvíz folyadékfázisának a hasznosítása

A szennyvíz szennyezőanyagaival együtt is hőhordozó. Nehéz is lenne a hőtartalmát a tisztítást követően hasznosítani, hiszen a belőle nyert hőt csakis a tisztítás helyén lehet hasznosítani, távolabbra szállítani értelmetlen. A tisztított

szennyvíz tehát ott lehet szóba jöhető hőhordozó például a talajból nyerhető vízzel, vagy a levegővel, mint konkurens hőforrással.

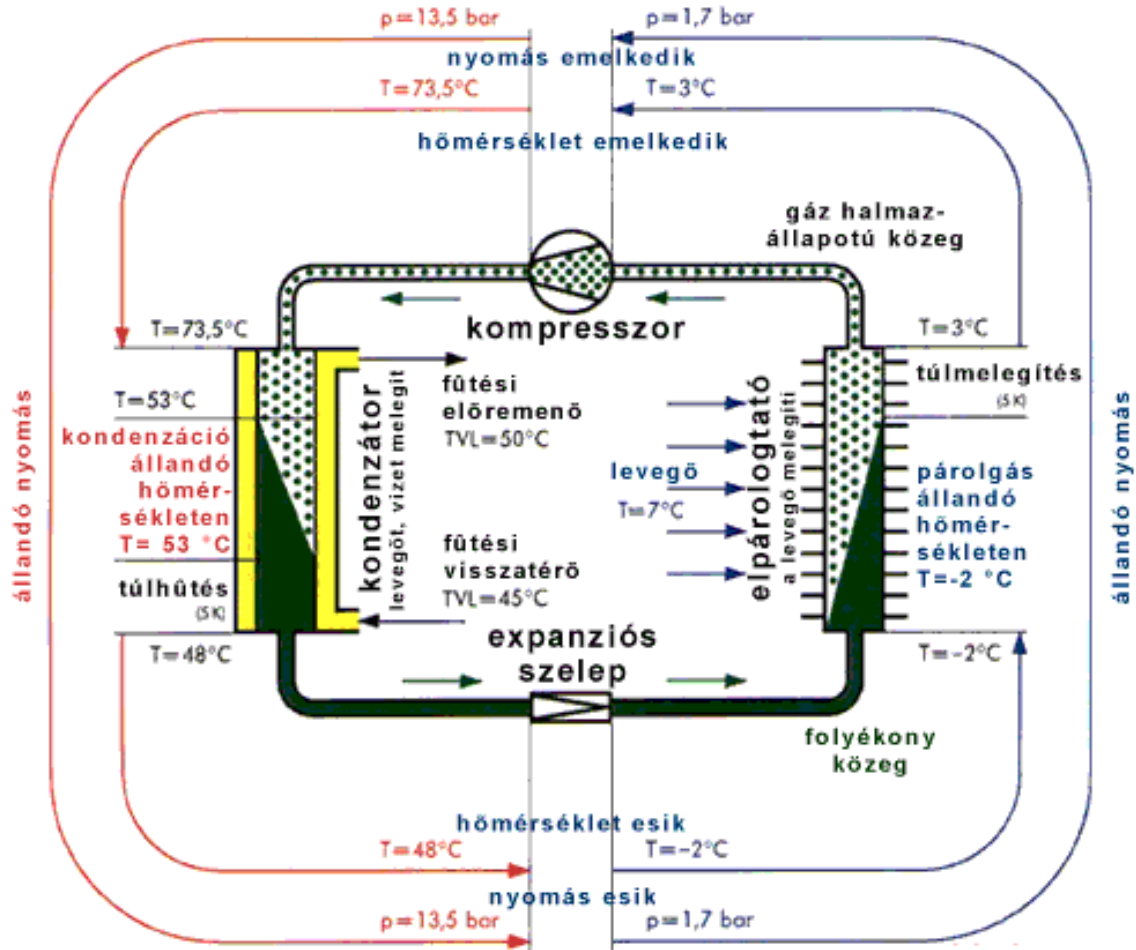
A szennyvíz tehát olyan energiaforrás, mely hőszivattyúk segítségével épületek fűtésére vagy hűtésére használható fel. A szennyvíz hőmérséklete viszonylag magas, mivel ritkán alacsonyabb 10 °C-nál, viszont néha meghaladhatja a 20 °C-ot, különösen nyáron. A hőszivattyúk a szennyvízhálózatokban ezért kielégítő fűtési források a +5°C és 65°C közötti hőmérsékletet igénylő helyiségek (úgy, mint uszodák, kórházak, szállodák, stb.) számára.

9.3 A hőszivattyú működése

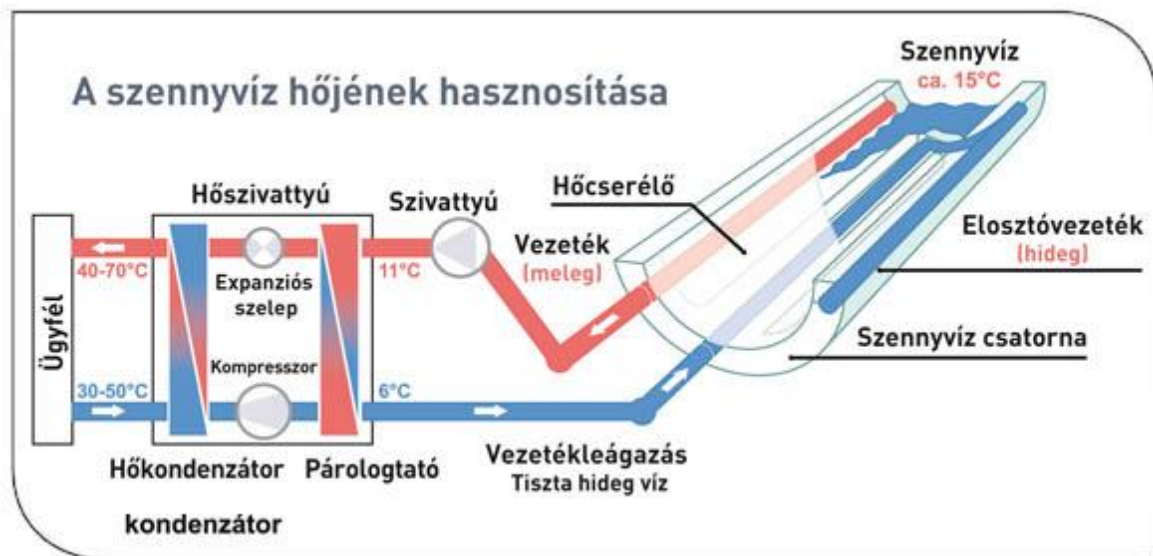
Két hőcserélőt egy körvezeték köt össze. Egy kompresszor a csővezetékben olyan munkaközeget keringet, melynek igen alacsony a forráspontja, csak nagy nyomás alatt cseppfolyósodik. A hideg oldali hőcserélő előtt a folyékony halmazállapotban lévő munkaközeg nyomását egy nyomáscsökkentő szelep leejti 1,7 bar-ra. Ekkor a munkaközeg hevesen elpárolog, -2°C-ra lehül és a párolgáshoz szükséges hőt a hőcserélő másik oldalán átfolyó környezeti közegből (jelen esetben levegőből, de lehet vízből, termásvíz hulladékból, szennyvízből, stb.) vonja el, annak lehűtésével. A 3°C-ra felmelegedett munkaközeget a kompresszor elszívja, besűríti 13,5 bar nyomásra, melytől a lecsapódó munkaközeg felmelegszik 73,5°C-ra. A lecsapódásnál felszabadul az a hő, melyet a környezetből elvont, megnövelve a kompresszorba betáplált és hővé átalakult energiával. Mindezt az energiát a másik hőcserélőn áthaladva átadja a fűtési rendszerben keringő fűtőközegnek.

9.4 Hőszivattyúk a szennyvízhálózatban

A német fővárosban, Berlinben a [Berliner Wasserbetriebe](#) szennyvízhálózatának szennyvize fűt és klimatizál egy 43 000 m² területű IKEA áruházat. Egy hőcserélő és egy hőszivattyú szennyvízhálózati leágazáson történt telepítésének köszönhetően, a szennyvíz hőjét hasznosítják és a helyiségek fűtéséhez szükséges energia 70 %-át, illetve azok hűtéséhez szükséges összes energiát szolgáltatja. Ennek eredményeként az üvegházhatású gáz kibocsátások évi 770 tonna szénegyenértékkel csökkentek. A hő-hasznosítás 1 100 kW, a hidegenergia hasznosítása 1 700 kW.



29. ábra A hőszivattyú elvi működése



30. ábra Hőszivattyú a szennyvíz hőjének a hasznosítására

A szennyvízből történő hőhasznosítást hazánkban ismereteim szerint a szekszárdi húskombinátban, továbbá egy budai intézményrendszerben valósították meg eddig. Még szerencsésebb megoldás lehet, ha egy vállalat a viszonylag melegebb elfolyó vízből tudja ilyen módszerrel fedezni a frissvíz előmelegítés hőigényének egy részét. Ilyen megoldást alkalmazott egy szabadkai mosoda, ahol nagyon kedvezőek lettek a tapasztalatok. Hazánkban a növényzetes kombinált eleveniszapos tisztítás (Organika) üvegházának a melegítésére építették ki több mint egy évtizede Héderváron a hőszivattyús megoldást. Ott nem a szennyvíz hőtartalmát, hanem a talajvizét hasznosították a növényház fűtésére. A tapasztalatok az energiaköltség tekintetében kedvezőek voltak.

Látható azonban a fenti példákból, hogy a szennyvízből történő fűtő-hő termelés egyenesen arányos a hasznosított vízmennyiséggel és annak a hőmérsékletével. Valamiképpen mindegyik korlátos, így nagyon nagy hőmennyiség kinyerésére igen sok szennyvízre van szükség. Ezért is nem valósult meg eddig szélesebb körben ez a megoldás.

9.5 A szennyvíz szennyezőanyagai energiatartalmának a hasznosítása

A szennyezőanyagokból történő energia előállításal is hasonló a helyzet, csak itt a szennyezőanyag mennyisége és a vízhőmérséklet a meghatározó. A szennyezőanyag mennyiségét nem csak abszolút értelemben, de a szennyezőanyag vízben mérhető koncentrációjában is érthetjük. A szennyvízből a szerves anyag tartalmának a biometanizációjával nyerhető biogáz (mintegy 65 % metán és 35 % széndioxid tartalmú gáz). Ha a víz eleve melegebb is, a gázból kevesebbet kell felhasználni a szennyvíz mezofil hőmérsékletre (35-37 °C) történő melegítéséhez.

Ha egy szennyvízben 4000-5000 mg KOI/l körüli szerves anyag szennyezettség van, az 15000-18000 kcal/m³ körüli hőtartalomnak felel meg. Ez a szerves anyag mennyiség az egy köbméter víz hőmérsékletét metánná alakítása és elégetése révén 13-15 °C értékkel növelheti, ami gyakorlatilag a mezofil hőmérsékletre történő melegítést már biztosítani tudja. Megfelelő hőcserét is biztosítva a nyers és biofermentált víz között a folyamat autoterm, tehát nem kell ahhoz külső hő. Ha a nyersvíz melegebb, vagy töményebb, a keletkező metán egy része már kivehető a rendszerből. Meleg ipari metanolos szennyvíz

esetén egyik hazai üzemünkben már 2000 mg KOI/l esetén is stabilam működött a folyamat vízfűtés, tehát termelt biogáz fűtésre történő felhasználása nélkül.

Nagyon sok, elsősorban élelmiszeripari szennyvíz töményebb a fenti határértéknél, miközben melegebb is a lakossági szennyvíznél (átlagosan 18-22 °C). Ilyenek a cukoripar, szeszipar, söripar, keményítőgyártás, gyümölcsleógyártás, tej és húsipar, papíripar, bőripar, de még a szűrt hígtrágyalé is. Hogy ezeket mennyiben építették ki hazánkban, az a lehetőségeinktől, a tulajdonos ismereteitől, tőkeerejétől függött. Velük szemben a lakossági szennyvizek hígak és hidegek ahhoz, hogy közvetlenül metánná és széndioxiddá alakíthatók legyenek. A bennük levő energiával a víz hőfoka csak 1-2 fokkal lenne növelhető, ami nem biztosíthat megfelelő sebességű anyag átalakítást. Azokat előbb megfelelő aerob tisztítási lépcsővel tiszta vízzé és szennyvíziszappá kell alakítani, hogy a koncentráltabb iszapban már legyen annyi energia, ami a szükséges felmelegítéshez szükséges.

A szennyvíz aerob tisztítása során ugyan a szerves szennyezőanyaga energiájának fele veszendőbe megy (széndioxiddá alakul), a maradékot viszont mintegy százszorosára koncentrálnak. Ez már biztosítja, hogy az energiatartalom döntő hányadát biogáz formájában kinyerhetjük. Ez egyébként mindegyik esetben a gáznak kazánban, vagy célirányosan gázmotorban történő égetésével történik. Az első esetben csak hőt nyerhetünk, az utóbbinál valamivel kevesebb, mint fele arányban az energia villanyáram formájában is kinyerhető. A biogáz égetéséhez azonban elengedhetetlen annak a kénhidrogén-mentesítése, melyet kémiai és biológiai úton egyaránt biztosíthatunk. A nagyobb szennyvíztisztítók napjainkban már a levegőztetéshez szükséges energia felét így állítják elő. Németországban a 80 % elérése a cél, ami a levegőztetők, fúvók, diffúzorok és a szabályozás optimalizálásával érhető el.

9.6 Tömény szennyvizek intenzív biofermentációja

Az élelmiszeripari szennyvizek közvetlen biometanizációjánál a lakossági szennyvíziszaphoz képest sokkal kisebb szerves anyag koncentrációja (mintegy 0,5-1 % szemben a rothasztásra kerülő iszap 5 % körüli értékével) legtöbbször speciális reaktorkialakítást igényel a nagyobb hidraulikus terhelés (1-3 m³/m³d) miatt jelentkező iszapkihordás megakadályozására. A cukoripari szennyvizek ilyen tisztítása során azonban bebizonyosodott, hogy a tisztítandó víz ásványi anyag összetétele, valamint a rothasztó kialakítása (hidraulikája) igen jelentős

hatással lehet a keletkező iszap állagára, morfológiájára. Kedvező esetben olyan iszapgranulálódás alakítható ki az ilyen szennyvizek biometanizációjánál, amely az eleveniszaphoz viszonyítva nagy sűrűségű, 1-3 mm átmérőjű, golyószerű iszapot eredményez. Ez az iszap mintegy lebeg, fluid állapotban az intenzív anaerob rothasztóban. A tisztítandó víz folyamatos feláramlásban van a keletkező biogázzal egyetemben, ami lebegésben tartja benne ezt az iszapot. Az iszap mechanikus keverésére sincs is szükség. Az iszap egyenletes tápanyag ellátását a nagy hidraulikai, biológiai és gázterhelés eredményeként, eltérően a lakossági iszap rothasztásától, biztosítja a feláramló folyadékkal és gázzal, valamint a fluid állapotú iszapgolyócskákkel történő folyamatos keverés.

Az iszap sűrűsége következtében koncentrációja 60 g/l értéket is elérheti, az eleveniszapos tisztítók maximálisan 6-8 g/l értékével szemben (Lettinga et al., 1980; Hulshoff – Lettinga, 1986). A relatív iszapterhelés változatlanul tartása esetén is a tisztító térfogati teljesítménye (KOI eltávolító kapacitása) ezért mintegy megtízszereződik az eleveniszaposéhoz, valamint az anaerob iszaprothasztókéhoz képest. A vizsgálatok azonban azt is bizonyították, hogy a kedvező tápanyagellátás (jó bonthatóság) következtében az élelmiszeripari szennyvizek intenzív anaerob tisztításánál a szerves anyag akár 85-90 %-ából is keletkezhet biogáz, miközben minimális lesz az iszaphozam, vagy iszaptermelés.

Napjainkra bebizonyosodott, hogy ilyen szennyvizek anaerob granulált iszappal történő biometanizációjánál a térfogati teljesítmény KOI eltávolításban akár a 15-30 kg KOI/m³ d is lehet. Biztonságosabb azokat 10-15 kg KOI/m³ d terheléssel üzemeltetni. Ezzel egyidejűleg a szennyvíz átlagos HRT-je az anaerob iszaprothasztók 25 napjával szemben fél-egyharmad nap. Jelentősen megnő így a fajlagos gázhozama is, hiszen, minden kg eltávolított KOI-ból ugyanis 0,33 Nm³ metán keletkezik. A biogáz metán tartalma átlagosan 60-70 % körüli. Így az intenzív anaerob tisztító térfogat-fajlagos gáztermelése 5-7,5 m³/m³d. Mivel a biogáz fűtőértéke 7000 kcal/m³ is lehet a nagy metántartalma miatt, a fajlagos energia-kihozatal a 35-52 ezer kcal/ m³d értéket is elérheti. A biogázt természetesen el kell különíteni, vezetni a rendszerből, amit a reaktor felső részében kialakított gázgyűjtő szerkezet biztosít. A nagy fajlagos térfogati kapacitás (teljesítmény) eléréséhez az anaerob reaktorokban a következő feltételeket kell biztosítani:

- életképes, nagyon aktív anaerob iszaptömeg fenntartása,
- az iszap és a szennyvíz megfelelő érintkezésének biztosítása (szemcséken belüli és a folyadék és iszapfázis közötti anyag-transzpor biztosításához,

- megfelelő környezeti tényezők fenntartása (T, pH, makro- és mikro-tápanyagok, toxikus és/vagy gátló komponensek koncentrációinak minimalizálása.

Az ilyen tisztításra az anaerob iszapréteges (ASB), majd feláramló anaerob iszapréteges (UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket) technológiát, amelyet a 9. ábra mutat, Lettinga és munkatársai 1980-tól alakították ki (Lettinga et al, 1980).

Az expandált granulált iszap ágyas (EGSB) reaktoroknál az iszap sokkal keményebb, nehezebb szemcsés aggregátum, ami sokkal nagyobb feláramlási sebességgel működhet (10. ábra). A gáz-folyadék szeparátorra azonban ezeknél is szükség van.

Az utóbbi évtizedek során továbbfejlesztették az EGSB rendszert is úgynevezett feláramló fluidizált ágyas (UFB) rendszerré (Zoutberg et al., 1997), sőt belső recirkulációt is alkalmaznak az UASB (IC-UASB, azaz belső recirkulációs UASB) reaktoroknál. Az utóbbi megoldásnál a reaktorgáz döntő hányadának az elvételéhez a reaktor fele magasságában egy gázkollektort építettek a reaktorba. Ennek a folyadék-szilárd-gáz keverékéből a gázt szeparálják, az iszapos folyadékot pedig visszavezetik a reaktor aljára.

A rendkívüli aktivitású iszap kialakítását és szükséges visszatartását, fenntartását az ezeknél a rendszereknél jól kiegyensúlyozott mikroorganizmus rendszerrel lehet elérni. Csak így lehet kiküszöbölni, pontosabban minimalizálni az lebontás közti termékeinek a nagyobb koncentrációban egyértelműen káros hatását, optimalizálni a teljes rendszer környezeti feltételeit, mint pH-t, redox potenciált, stb. Ez egyébként az egyszerűbb anaerob iszaprohasztók esetében is elengedhetetlen (Román, 2010)

9.7 Lakossági szennyvíziszap biometanizációja

A tömény ipari szennyvizekével szemben a lakossági szennyvizek hígak, KOI-jük általában 1000 mg/l körüli. Az utóbbi is mintegy 3500 kcal/m³ energiatartalom. Annak fele az aerob biológiai átalakítás során elveszik - csaknem egy fokkal melegítve a szennyvizet, és biztosítva a biomassza fenntartását-, másik fele asszimilációval új biomasszává alakul. Ezt koncentrálik az iszapban a nyersvíz mintegy százada térfogatában, hogy abból

már gazdaságosan lehessen az energiatartalmát újrahasznosítani. Az utóbbiból a szerves anyag és energiatartalmának a fele az iszaprothasztásnál metán formájában kinyerhető, másik fele továbbra is biomassza (a rothasztott iszap szilárd fázisa) marad.

A lakossági szennyvíztisztítók iszapkezelése azonban elsősorban az üzem méretétől, illetőleg azon túl a környezeti tényezőktől igen nagymértékben befolyásolt regionális iszapelhelyezési lehetőségektől függ. Az iszapfeldolgozás kialakításán belül az alkalmas berendezések kapacitásának és hatékonyságának mind a beruházási, mind az üzemeltetési költségek szempontjából való kiválasztása gondos mérlegelést igényel. A befejező műveletek leglényegesebbike minden esetben az iszap nedvességtartalmának csökkentése, hiszen az iszapkezelés alapvető célja a bomlásra hajlamos szerves anyag mineralizációja (búzképződés megszüntetése), patogén szervezetek minimalizálása mellett az iszapvolumen csökkentése. A rothasztóba bevitt szerves anyagból keletkező energiával kell az iszapos vizet a mezofil, vagy termofil tartományba fűteni, ezért célszerű minél nagyobb iszaptartalmúra elősűríteni a rothasztandó iszapszuszenziót.

Iszapsűrítés rothasztás előtt: A kis kapacitású telepeken (< 1000 LE) a hagyományos szakaszos üzemű gravitációs sűrítők működése dominál, bár hatékonyságuk a 3,0 – 3,5 %-os szárazanyag tartalmat ritkán haladja meg. Közepes és nagyobb telepeken a folyamatos üzemű szalagos, vagy dobos elősűrítők terjednek mind nagyobb arányban. Ezek 5-7 % szárazanyag tartalmúra sűrítik a nyers, vagy vegyes iszapot.

Az utóbbi évtizedekben alkalmazzák az ilyen szárazanyag tartalmú nyers iszapnak a földfelszín alá injektálással történő bevitelét is. Ez az iszapkoncentráció a rothasztóknak már nagy, illetőleg túlzottan viszkózus az iszap, amiből a rothadás során keletkező gázoknak ki kell tudni jönni különösebb felhabzás nélkül.

Az iszap rothasztása: Az anaerob szennyvíziszap rothasztás folyamataiban az intenzív anaerob szennyvíztisztítással megegyező, csupán egy sokkal sűrűbb, viszkózusabb, egységnyi térfogatában nagyobb energiatartalmú iszapos víz kezeléséről van ebben az esetben szó. Végeredménye, hogy az iszap szilárd szerves anyaga ártalmatlanabb és könnyebben vízteleníthető formájúvá alakul, miközben biogáz formájában energiahordozó keletkezik. Az átalakulás során értelemszerűen az iszap szerves anyagának a mennyisége csökken, ami

kedvező a további feldolgozás, elhelyezés szempontjából. Nyilvánvaló, hogy a metánhozam valamilyen arányban kell, hogy legyen a rendszerbe bevitt KOI vagy szerves anyag mennyiséggel. Mivel a KOI a szerves szénatom átlagos oxidáltsági állapotának, oxidációs fokának a jellemzője is, egyértelmű, hogy a metánhozam is meghatározóan függ a biogázzá átalakított szerves anyagok átlagos oxidációs-fokától.

Az lakossági szennyvíziszapok anaerob rothasztásánál a nagy cellulóz és sejtfal tartalom miatt a szennyvíziszap szerves anyagának rendszerint valamivel kevesebb, mint fele alakul csak gázzá. Az iszapok rothasztási maradékában tehát azután is jelentős mennyiségű szerves anyag marad. Az anaerob iszaprothasztást a szennyvíziszap szárazanyagának a jelentős csökkenése, valamint a hasznosítható biogáz hozama miatt azonban így is érdemes a tisztítósorba iktatni. Kellemetlen ugyanakkor a szennyvíziszap anaerob rothasztásának az idő, vagy térfogat igénye, ami mintegy 20-25 nap körüli. Mivel ez a szennyvíz századának megfelelő iszapmennyiséget kezeli, térfogata a teljes szennyvíztisztító rendszerben ugyancsak számottevő.

A rothasztó geometriai kialakítása befolyásolja a keverés hatékonyságát, de emellett a környezet felé történő hővesztés tekintetében is fontos. Az utóbbi hővesztesség a rothasztó belső felületének a nagyságától, és annak hőszigetelésétől is függ. A hővesztesség szempontjából a gömb alak lenne a legkedvezőbb, de ennél a mechanikai, építészeti problémák, valamint a legmagasabb pontján történő iszapkirakódás jelentené a legnagyobb gondot. Az utóbbiak miatt legtöbb rothasztó henger, vagy gömbszerű kialakítású, de kónuszos fenék és felsőrésszel. Kedvelt a tojás alak is, amely ezeknek mintegy átmenete. Hagyományosak a hengeres betonmedencék, sima, vagy enyhén lejtő fenékekkel, és rögzített, vagy mobil (úszó) tetővel. Az egyszerű profil és nagy felület ezeknél nehézkessé teszi az egyenletes átkeverést, és a homogén körülmények biztosítását a teljes reaktortérben. Ugyancsak elterjedtek a hengeres középső résszel (átmérő/magasság = 1) és kúpos felső és alsó részekkel kialakított rothasztók. Ez a kialakítás jó keverést biztosít, különösen a recirkulációs keverésnél, megfelelően biztosítva a reaktortér kellő homogenizálását.

Iszapsűrítés rothasztás után: A rothasztott iszap víztelenítésére présszalag szűrők, centrifugák, dekanterek használatosak. Ezek a rothasztott iszapot 20-27 % szárazanyag tartalomig is vízteleníthetik.

9.8 A víztelenített, rothasztott iszap további feldolgozása

Nyilvánvaló, hogy a szennyvíziszap lerakókba történő elhelyezése valamikor egyszerű, kényelmes megoldás volt, ami azonban hosszú távon nem tartható. Nem lehet növelni lényegesen a talajba történő injektálással történő mezőgazdasági újrahasznosítást sem. A folyamatosan szigorodó előírások más megoldások keresésére készítetik a gyakorlatot. Egyik a szennyvíztelepen, vagy elkülönítetten történő szennyvíziszap komposztálás, másik az iszap valamilyen szárítása és azt követő hasznosítása. A komposztálással a rothasztott szennyvíziszap szerves anyag és növényi tápanyag tartalma is hasznosításra kerül, míg az égetéses megoldásoknál csak a szerves anyag tartalmának a hője hasznosul. Egyébként a víztelenített iszap 35 % szárazanyag tartalom felett, már önfenntartóan égethető. Rothasztás során az iszap fajlagos fűtőértéke 17,5 MJ/kg iszap szárazanyag értékről 10,5 MJ/kg iszap szárazanyag értékre csökken, ami azt sugallja, hogy égetés előtt nem szerencsés a rothasztás. Másrészt viszont a rothasztás során a szennyvíziszap csaknem a feléből biogáz lesz, így a víztelenített maradék tömege is csaknem a felére csökken. A víztartalma is jóval kevesebb lesz, ráadásul a rothasztott iszap jobban szállítható. Ezen túl előny lehet, hogy az anaerob rothasztás során fejlődő biogáz (metán) villamos árammá alakításakor olyan termikus hő hasznosítás is szóba jöhet, ami a víztelenített iszapot tudja valamelyest szárítani.

A mechanikus víztelenítés után a nyers, vagy rothasztott iszapok nedvességtartalma bármilyen szárítással csökkenthető. Ezek közül a napjainkban közkedvelt, s egyben legolcsóbb szárítási mód a szoláris iszapszárítás. Egyetlen hátránya, hogy viszonylag nagy szárítófelületet és esőtől, időjárási viszonyoktól védett légteret igényel. Ennek nagysága az adott térség éghajlatától, a Nap beesési szögétől függő sugárzási teljesítményétől függ. A szárító ennek megfelelő kiépítése átlátszó anyagokkal (PE, ETFE, kettős fólia, polikarbonát, üveg) lehetséges. Folyamatos iszapfelszín fúvatás és időszakos átkeverés gyorsítja igazán az ilyen szárítást. Az ilyen iszap már nem porlik, kellően darabos, ami a szállíthatóságát, egyszerű talajfelszínre, vagy égető berendezésbe juttatását biztosítja. Szénnel együtt 5-10 % részarányban széntüzelésű fűtőművekben, erőművekben biztonsággal elégethető. Cementégetés alapanyagaként és energiaforrásként egyaránt hasznosítható. Elvileg a pirolízise, elgázosítása, nedves oxidációja is szóba jöhetne, ezek azonban ma még nem kerültek üzemelésre.

9.9 Rothasztott, víztelenített szennyvíziszap komposztálása, mezőgazdasági hasznosítása

A mechanikus víztelenítés után a nyers, vagy rothasztott iszapok nedvességtartalmát célszerű tovább csökkenteni. Ez megvalósulhat úgy, hogy ahhoz száraz szerves anyagot keverünk, s hagyjuk minimum fél évig állni, azaz statikusan komposztálódni, de ez utóbbi folyamatot folyamatos átkeverésekkel, levegőztetéssel dinamikussá és gyorsabbá is alakíthatjuk. Az iszap szárazanyag tartalma persze komposztálás nélkül, mesterséges, vagy természetes (szoláris) szárítással is jelentősen növelhető, de ekkor a szerves anyagok humifikálódása döntően elmarad, ami a termék mezőgazdasági hasznosságát csökkenti.

A mezőgazdasági hasznosság növeléséhez az iszap komposztálása ad valójában segítséget. Segédanyag nélkül azonban sem a nyers, sem a rothasztott víztelenített szennyvíziszap nem komposztálható légszennyezés-mentesen. Túl sok azoknak a redukált szerves nitrogén tartalma. Ilyen mennyiséget a komposztálásnál (szerves anyag aerob stabilizálásánál) mintegy ismét felére csökkenő szerves anyag (kisebb részében humusz tartalom) nem tud magába építeni. Jól mutatja ezt a veszprémi szoláris iszapszárító gázemissziója. Hiszen a szárítás során elkerülhetetlenül részleges komposztálódás is lejátszódik. Az iszap szerves anyagából közben felszabaduló ammónium egy része a termékben marad, kisebb része (mintegy a nitrogéntartalom 10 %-a) ammónia formájában a szárító légtérébe kerül. Ez jól kimosható tiszta, vagy kénsavas vízzel, azonban az ilyen mosóvizeknek sem lévén piaca, jobb lenne, ha a komposztban maradna.

A nyers és rothasztott iszapban egyébként közelítőleg azonos a KOI/TKN arány. A komposztálás kézikönyvei szerint ez átlagosan 10 körül van. Hogy a komposztálás során a nyersanyagból a keletkező humuszvegyületek a teljes nitrogénmennyiséget felvegyék, az alapanyag keverék KOI/TKN arányának 25-30 körül kell lennie. Hogy mi az optimum, az iszap egyéb paramétereinek, közöttük a lignintartalmának is függvénye. A keletkező humusszerű anyagok mennyisége éppen a szerves anyagok lignin hányadától függ. Közelítőleg a nyersanyag lignin tartalmának mintegy 1,8 - szorosa lesz (Kárpáti, 2002).

A komposztálással történő iszaphasznosítás költségeit vizsgálva a beruházási költségeken túl az üzemeltetés és termék elhelyezés költségeit is számításba kell venni. Az üzemeltetésnél a komposztálás segédanyagainak a beszerzése, majd az alapanyagok összekeverése, prizmákba, vagy egyéb komposztáló

rendszerbe történő rakása, levegőztetése, keverése, megfelelő kitermelése, rostálása, érlelő halmokba rakása, majd az onnan a felhasználási helyre történő szállítása és szétterítése (esetleg beszántása) a felmerülő költségek. Ezek közül a végső el és kiszállítás, és a termőföldre történő egyenletes kijuttatás rendszerint a felhasználó költségét jelenti, amihez ugyanakkor ritkán járul további beruházási költségigény. Hogy ezek a költségek pontosan hogyan alakulnak, az a rendszerint EU támogatással megépült komposztáló kialakításától, valamint a segédanyagok beszerzési, valamint a termék elhelyezési lehetőségétől függ. Az utóbbi kettő kapcsolódhat egymáshoz, de lehet egymástól független is.

Öt hazai szennyvíztisztító beruházási, üzemeltetési és iszaphasznosítási költségeit vizsgáltuk az általánosabb értékelés érdekében, s rendkívül eltérő eredményeket kaptunk. Ezek összegző mutatói, fajlagosai, kiegészítve az iszapok és komposzt N és P tartalmából számítható műtrágya egyenértékével az alábbi táblázatban láthatók:

2. táblázat Különböző szennyvíztisztítók iszap-feldolgozási, elhelyezési költségei.

Agglomeráció		Veszprém	Gyöngyös	Sopron	Pápa	Sz.hely
Napi tisztított szennyvíz	m^3/d	12 000	7 000	14 600	8 500	19 000
Napi iszaphozam	$kg\ sz.a./d$	4 000	2 400	5 425	4 600	6 800
Fajlagos iszaphozam	$kg\ sz.a./m^3\ szennyvíz$	0,33	0,34	0,37	0,54*	0,36
Komposztáló beruházás amortizációja**	$Ft/m^3\ szennyvíz$	8,56	1,37	1,95	0	2,8
Komposztált iszaphányad		0	0,66	0,5	1	1
Iszap és komposzt N-P tartalma számított tápanyagértéke***	Ft/d	51 000	36 628	6 9230	58 700	86 700
Összes iszapköltség	Ft/d	31 000	43 660	66 834	nincs	nincs
Fajlagos iszapköltség	$Ft/m^3\ szennyvíz$	2,5	6,3	4,6	nincs	nincs

*Anaerob iszaprohasztás nélkül

**20 éves kamatmentes leírással számolva

***250 Ft/kgN és 641 Ft/kgP fajlagos műtrágya tápanyagárral számolva (Kádár és Draskovits, 2012)

A táblázatból szembetűnő problémákat nehéz megmagyarázni. A mezőgazdaság a szennyvíziszapokat valószínűleg széles körben hasznosítaná, ha nem gátolnák

azt az érvényes jogszabályok, továbbá a konkurencia esetenkénti félelemkeltése. A szennyvíziszap komposzt kereskedelmi forgalmazásának a jövőben sem valószínű, hogy lesz lehetősége, sőt ha a jelenlegi forgalomban kapható komposztokat is részletesebben megvizsgálják, valószínű, sok terméknel komoly hiányosságok merülnének fel.

A szennyvíziszap komposztnál az első probléma talán abból adódik, hogy a kereskedelmi forgalomhoz a jogszabály annak a cink és réztartalmát olyan alacsonyra limitálja, ami alá igen nehéz lemenni. A lakossági szennyvíziszapok átlagos cinktartalma valahol 800, réztartalma 400 mg/kg szárazanyag körül alakul. Persze jóval több is lehet, mert a már hivatkozott csepeli szennyvíztisztító rothasztott iszapmintáiban az 1136 és 788 mg/kg szárazanyag volt (Kádár és Draskovits, 2012). Hogy ezekkel csak 100 mg/kg szárazanyag alá kerülhessünk, szinte irreális hígítás kellene a komposztálás során. A segédanyag és az iszap szerves része ugyanis nagymértékben bomlik, ezek a fémek viszont helyben maradnak. Egyébként a cink antagonisztikus eleme az iszapban levő foszfor, így meggondolandó annak a túlzott limitálása, no meg a termőtalajaink egyébként is meglehetősen cinkhiányosak. A szennyvíziszap fémtartalmának a termőtalajba juttatása egyébként ott nagyon hosszú folyamatos elhelyezést tenne lehetővé, nem is beszélve azok mikroelem hiányáról (Kárpáti, 2002; Kádár és Draskovits, 2012; Vajda, 2012).

További problémája a komposztnak a sterilitása, valamint a TPH tartalma. Az első a komposztálás hő-színezetével, vagy hőn-tartásával biztosítható, de bármikor fennáll a kellően nem sterilizált komposzt-terek anyagaitól történő visszafertőződés veszélye. A komposztálódás érési fázisában ugyan a gombák tevékenysége révén penicillin anyagok is keletkeznek, melyeknek némi fertőtlenítő hatása érvényesül, de a visszafertőződés veszélye ekkor is fennáll. A TPH tartalom ellen egyébként megfelelő bakteriális beoltás segíthet.

A szennyvíziszap komposztálása során a segédanyagok, elsősorban lignocellulóz lebontásának a gyorsítására szokásos oltó tenyészetet adagolni (pl. *Pseudomonas putida*). Ilyen újraoltás a gyorskomposzt későbbi, érési fázisában is hasznos. Akkor elsősorban a magasabb hőmérsékletet kevésbé tűrő baktériumtörzsekkel. A jó komposzt hosszabb távon éppen ezek elszaporodásával, a talajban, javítja a növények szármaradványainak az ottani lebomlását, komposztálódását, minimalizálva az esetleges pentozán hatást.

Hasonlóan javítható, bár ritkán alkalmazott a komposzt minőségjavítása azotobakter fajok adagolásával (pl. *Azotobacter chroococcum*). Ezek a komposztba, illetőleg a talajba kerülve annak a nitrogéntartalmát növelik. Ugyanígy kedvező hatású a komposzt, valamint a talaj esetében is a foszformobilizálására szóba jöhető *Bacillus megaterium* adagolása. Adagolása a komposztálásnál nem gyakorlat, talajnál az utóbbi évtizedben terjed (Vajda, 2012). A talaj mikroorganizmusai tápanyag immobilizáló tevékenysége nélkül ugyanis a tápanyagok felvétele igen korlátozott, még ha a felvételben a növényzet gyökerei által termelt savaknak, enzimeknek is jelentős szerepük van. Ez alól csak a nitrogén a kivétel, amiért is a növénytermesztésben a fejtrágyázás az utóbbi évtizedekben népszerűvé vált.

A komposztok növényi tápanyag ellátás és talajbiológia javító hatásával kapcsolatosan a szennyvíziszap komposztálója és annak a felhasználója még alig tárgyalóképesek. Ahol a komposztálást mezőgazdasági szakemberek irányítják, talán jobb a helyzet. Adódhat ez abból is, hogy jobban megértik az átfedéseket, lehetőségeket, jobban felmérhetik a komposzt talajbiológiai hatását, használatából adódó hosszabb távú nyereséget. Sajnos a bemutatott példák szerint azonban ma még elsősorban az elhelyezés költségei a meghatározók.

A szennyvíziszap komposzt ellen még egy félelem él az emberekben. A lakosság által felhasznált gyógyszerek szennyvíziszapba kerülő maradványa. Érdekes, hogy a vízben maradó rész látszólag kevésbé izgatja földünk népességét. Ezzel kapcsolatosan talán az lehet valamelyest megnyugtató, hogy a tápanyagainkat előállító állatok ugyanúgy ki vannak téve a gyógyszereknek, s a belőlük a trágyába kerülő gyógyszermaradvány az eddigiek alapján a talajban nem okozott komolyabb problémát. Nincs is korlátozása az állati trágyák mezőgazdasági hasznosításának, holott az állatok növekedés serkentésére, egészségének védelmére felhasznált anyagoknak mintegy 30-90 %-a változatlan, vagy alig módosult formában az állati trágyába kerül (Motoyama et al. (2011). Magyarázat erre éppen a talajok hatalmas adaptációs készsége, ami sok-sok évezred folyamán alakult, aklimatizálódott mai állapotába. Ilyen értelemben az emberi fogyasztású gyógyszerek szennyvíziszapba kerülő hányada sem valószínű, hogy a komposztálás során történő lebomlása után ennél nagyobb problémát jelentene (Barbané et al. 2009; Motoyama et al. (2011). A növény az említett bonyolult tápanyagfelvétellel egyébként is tovább szelektál a termékbe kerülő anyagok tekintetében. Ezen túl a növény állat vonalon kétszeres a szelekció a táplálékláncban az ember, mint végfogyasztó

előtt. A gyógyszerek maradványainak a környezeti kockázatát, ha nagyon pontosítani akarnánk, talán az élelmiszereknél kellene kezdeni a vizsgálatot.

9.10 Összefoglalás

Az előadás több, jól elkülöníthető témakört próbált egybekapcsolni, s láthatóan valamennyinek folyamatos a fejlődése, alakulása napjainkban. A szennyvízben levő hőenergia hasznosítása ma még igen korlátozott. Szerves szennyezőanyagának az energiáját ezzel szemben a nagy szennyvíztelepek már egész jó határfokkal tudják hasznosítani. Ez ugyanakkor a szilárd maradék mintegy további megfelezését is jelenti. Az intenzív anaerob feldolgozást alkalmazó élelmiszeripari üzemeknél még jobb a határfok a szennyezőanyag csökkentésben, illetőleg annak energiává alakításában.

Továbbra is komoly gond viszont a szennyvíziszapok rothasztási maradékainak a megfelelő mezőgazdasági hasznosítása. Ezt részben a jogi szabályozás, részben hasonló terméket más alapanyagokból, s részben más úton gyártó vállalkozók ellenpropagandája is lassítja. Fontos lenne a mezőgazdaság szereplőinek a tudatosabb támogatása a szennyvíziszap komposzt hasznosításában, hiszen végül is mindegy milyen az út a fizető mindig a lakosság marad.

9.11 Hivatkozások

- Barbané, S. - Brar, S.K. - Tyagi, R.D. - Beauschesne, I. - Surrampalli, R.Y. (2009) Pre-treatment and bioconversion of wastewater sludge to value-added product – Fate of endocrine disrupting compounds. *Science of the Total Environment*, 407 (2009) 1471-1488.
- Hulshoff Pol, L. W. – Lettinga, G (1986) New technologies for anaerobic wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.*, **18**, 41-53.
- Kádár, I. - Draskovits, E. (2012) A szennyvíz és szennyvíziszap elemforgalmáról. *Hírcsatorna*, (7-8) 12-17.
- Kárpáti, Á. (2009) Szennyvíziszap és termékeinek mezőgazdasági hasznosítása, várható hatásai. *Biohulladék*, **4** (3) 17-19.
- Lettinga, G. – Van Velsen, A. F. M. – Hobma, S: W. – De Zeuw, W. J. – Klapwijk, A. (1980) Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment. *Biotechnol. Bioeng.* **22**, 699-734.

- Lettinga, G. –Hulshoff Pol, L. W.- Van Lier, J. B. – Zeeman, G. (1999) Possibilities and Potential of Anaerobic Wastewater Treatment Using Anaerobic Sludge Bed (ASB) Reactors (In: Biotechnology 2nd Ed. V. 11a, Wiley, 517-527.
- Motoyama, M. - Nakagawa, S. - Tanoue, R. - Sato, Y. - Nomiya, K. - Shinohara, R. (2011) Residues of pharmaceutical products in recycled organic manure produced from sewage sludge and solid waste from livestock and relationship to their fermentation level. *Chemosphere* **84**, 432-438.
- Román, P. (2010) Mezofil rothasztók szabályozása az Észak-pesti szennyvíztisztító telepen. Diplomadolgozat, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Szak, Veszprém.
- Vajda, S. (2012) A beforgatott jövő – Talajbiológiai és baktériumtrágyázási ismeretek mindenkinek. Phylazonit Kft. Nyíregyháza
- Zoutberg, G. R. – Heynekamp, K. – Versprille, B. I. (1997) Anaerobic treatment of chemical wastewater in biobed EGSB-reactor. Proc. 8th Int. Conf Anaerobic Digestion, Sendai, Japan, May 25-29, 175-182.

Konferencia előadás, Veszprém 2013 május 30. Kiadványkötetben

10 Szennyvíztisztítás, mezőgazdasági biogáz gyártás és hulladéklerakók metántermelésénél jelentkező humifikáció és következményei

Gulyás Gábor¹, Fazekas Bence² Kárpáti Árpád², Pitás Viktória¹, Thury Péter¹

1-PureAqua Kft. Veszprém

2-Pannon Egyetem, Veszprém

10.1 Bevezető

A világ alapvető problémája napjainkban a mérhetetlen lakosságkoncentráció, és vele arányosan jelentkező víz és energiahiány. Az ivóvíz szükséges mennyiségét eddig talajvizeinkből, élővizeinkből biztosítottuk. Ivóvizeinket felhasználásukkor elszennyezzük, majd részlegesen tisztítva, folyóinkon keresztül többnyire a tengereinkbe vezetjük. A tisztítás maradékai a talajokon elhelyezve kerülnek kármentesítésre. A szennyvizek víztisztításával együtt ezért gondosan ellenőrizni kell a talajok lakossági szennyvíziszapokkal és egyéb tisztítási maradékokkal, műtrágyákkal történő terhelését is. Talajaink víztisztító kapacitásának igénybevétele ugyan szükségszerű, de egyidejűleg annak a tápanyag egyensúlyának a biztosítása, ellenőrzése is elengedhetetlen.

Fontos kérdés tehát a szennyvíztisztítás szilárd, továbbá a mezőgazdasági biogázgyártás, valamint a szilárd hulladéklerakók biometanizációja folyadék maradékainak a hasznosítása, vagy biztonságos elhelyezése, megsemmisítése. Ezekbe a maradékokba kerülnek a lignintartalmukkal arányos mennyiségben keletkező polimerizálódott, poli-kondenzálódott, részlegesen humifikálódott szerves anyagok, melyek további biológiai stabilizálódására a talajokban kerülhetne sor, de egyéb szennyezéseik miatt kockázatot is jelenthetnek a talaj termőképességére, vagy a termékek szerves anyag és fémfelvételére, tehát az emberiség élelmiszer termelésére. Az ilyen „hulladékokat” termelő technológiákat, és az említett, további felhasználásra korlátozottan alkalmas maradékait kívánja az áttekintő könnyebben érthetővé tenni. Nem kíván viszont foglalkozni a lakosság háztartási vegyszerei, gyógyszerek és maradványaik, valamint a mezőgazdaság növényvédőszer felhasználásának az ezekhez is kapcsolódó áttételes hatásaival.

10.2 A szennyvízből történő szerves anyag és növényi tápanyag eltávolítás és maradéka

A szelekció az élővilág természetes fejlődési vonala. A szelekció meghatározói a környezeti feltételek, az „életter” alakulása. Elég belátásához végiggondolni a Föld víztakarója összetételének, vagy a tengerekben és szárazulatokon kifejlődött élet időbeni alakulását. Mindenféle organizmus, szervezet kifejlődését, szaporodását, dominanciáját, szelekcióját alapvetően a fejlődési vonalában kialakuló képességei, adottságai, valamint tápanyag ellátottsága és az egyéb környezeti adottságok határozták meg. Ezek sokrétűsége vezetett a rendkívül változatos mikroorganizmusok, növények, állatok, élő szervezetek kialakulásához. A lakossági szennyvizek tisztítását is a régmúltban kialakult mikroorganizmusok, egyszerűbb szervezetek végzik. Különböző fajaik táplálkozási maradékainkat oxigénnel, vagy nélküle is képesek hasznosítani, eltérő átalakítási folyamatok során „inertizálni”.

Napjaink szennyvizeinek az összetétele mind a tápanyagok, mind a mikroorganizmusok tekintetében adott. Mindkettő döntően az emberek belső tápanyag feldolgozásának a maradékai. Ott a mikroorganizmusok mezofil környezetben élnek, szaporodnak, vesznek részt a tápanyagok átalakításában. A lakossági szennyvizekben már hideg, sokkal hígabb környezetben folytatják tovább a tápanyag, vagy egyéb szerves szennyezések átalakítását. A közcatorna döntően anaerob, majd a szennyvíztisztító döntően aerob környezetében különböző fajaik eltérő szaporodásuk, adaptációjuk eredményeként a szennyvíz további tisztítását már a kiindulástól lényegesen eltérő, folyamatosan adaptálódó, jóval szélesebb fajösszetételű mikroorganizmus tömeg fogja végezni. A tisztítást, pontosabban a tisztítást végző fajok összetételét, egyensúlyát, dinamikus együttműködését a tápanyag ellátottság (szennyvíz összetétele), a hőmérséklet, valamint a tisztítás igényei, általunk felismert, majd jogszerűen előírt követelményei (kibocsátási határértékek) is meghatározzák.

Ennek kapcsán megemlítendő, hogy a szerves anyagot eltávolító heterotrof mikroorganizmusok a lakossági szennyvíz nitrogén és foszfor tartalmának csak a töredékét építik be sejtjeikbe, illetőleg az iszapmaradékba. A többi ammóniumot az arra képes autotrof nitrifikáló fajoknak kell nitráttá alakítani. A heterotrofok azt azután oxigén hiányában elemi nitrogénné tudják redukálni. Az ammóniumot oxidáló nitrifikálók szaporodási képessége a heterotrofokénál egy nagyságrenddel kisebb, ezért megfelelő arányuk biztosítása a biomasszában csak a heterotrofok szaporodásának a tudatos fékezésével lehetséges. A foszfor

ugyanakkor akár a heterotrofok egy különleges csoportjának a szelektív elszaporításával, akár vegyszerekkel történő kicsapatással iszapba vihető.

Talán kevésbé meghatározó a fajeloszlás, illetőleg egyensúlya tekintetében a biológiai tisztítók „reaktortechnikai” kialakítása. A tápanyagellátás befolyásolásával, diffúziójának alakulásával az iszappelyhekben, biofilmekben, iszap-granulumokban folyamatos/ciklikus levegőztetéssel és ülepítéssel ugyanis további szelekció, eltérő dinamikus egyensúly is biztosítható a tisztítókbán. Ennek megfelelően alakultak ki napjainkra a szennyvíztisztítás biofilmes, eleveniszapos, hibrid és granulált iszapos változatai. Mindegyiknél a mikroorganizmusok valamelyest eltérő dinamikus egyensúlya alakul ki. Legnagyobb hányadú résztvevőik mindig a szerves anyagot átalakító heterotrofok, melyek annak a döntő részét a levegő oxigénjével inert gáztermékké, és fölösiszappá alakítják. A lakossági szennyvíz szerves szennyezőanyagának, illetőleg az energiájának a fele kerül így az energetikailag hasznosítandó biomasszába, szennyvíziszapba. Az oxidáció növelésével az iszapmaradék csökkenthető, de az éppen a folyamatosan megújuló energia pazarlását jelenti. Aerob vizes környezetben a szennyvíz szerves anyagai a cellulózt és lignint kivéve elvileg csaknem teljes mennyiségükben széndioxidá oxidálhatók.

10.3 A szennyvíziszapban maradó szerves anyag és növényi tápanyag hasznosítása

A fölösiszap energiájának a felét ugyanis néhány más mikroorganizmus csoport mezofil anaerob folyamatok útján metánná és széndioxidá képes alakítani. Ebből a biogázból gázmotorral (kogeneráció) hő és villamos energia termelhető. A biometanizációhoz a fölösiszap ilyen átalakítására képes mikroorganizmus tömeg mezofil, vagy termofil környezetben (37 vagy 50 C fok körüli hőmérsékleten) történő fokozott elszaporítása, munkára fogása szükséges. Tápanyaguk mint említettük a nyersiszapok (primer és szekunder) fele szerves anyaga. A metánná és széndioxidá alakítás lépcsői, mechanizmusa kellően ismert, azonban a mellettük lejátszódó egyéb átalakítási folyamatokról szinte semmit nem tudunk. Az alapanyag fokozott előzetes hidrolízisével s a hőmérséklet növelésével (termofil tartomány) a biometanizáció határfoka növelhető, a maradék mennyisége csökkenthető. Nem ismerete ugyanakkor a maradék szerves anyagok átalakulásának pontos menete, összetétele, az anaerob humifikálódás mértéke sem.

Az lakossági szennyvíziszap rothasztásnál a biogáz (metán és széndioxid) mellett még mindig jelentős mennyiségű (az aerob tisztítás fölösiszapja 30-50 %-ának megfelelő), az eredeti iszapétól lényegesen eltérő minőségű szilárd szerves maradék is lesz. Ez napjaink lakossági szennyvíziszap rothasztóiban mintegy 2 % szerves és 1 % inert lebegőanyag nem ülepedő fekete színű vizes szuszpenziója. Túl sűrű ahhoz, hogy lebegő részei az aerob lépcső fél % lebegőanyag tartalmú iszapjához hasonlóan gravitációsan elváljanak a vízfázisától. Ha hígabb formában ülepednek is, vizük a még mindig nagyon sok finom lebegőanyagtól sötétszürke, zavaros. Ezért kellett régen hatalmas, drénezett iszapszűrő, szikkasztó ágyakon csökkenteni a víztartalmukat, s megszilárdítva további felhasználásra alkalmassá tenni az ilyen iszapot. A kellő szilárdságúra víztelenedett, száradt iszap a hosszú anaerob/aerob stabilizálódás után mezőgazdasági hasznosításra alkalmassá vált. A szűrőágyak iszapvize visszaforgatható volt az aerob tisztítási lépcsőre az oldott és finom kolloid szerves szennyezők eltávolítására.

A polielektrolitok kialakításával azonban napjainkra a rothasztott iszaptól a finom kolloid részek döntő része kicsapható, flokkulálható, iszapba vihető. Vízfázisa gyengén opálos marad, de szerves anyag tartalom 500-1000 mg/l alatt marad abban. Ez jól megfigyelhető a 31. ábra által mutatott, kationos polielektrolittal történt rothasztott iszap flokkulációjából.



31. ábra A nyers szekunder (jobb oldalon) és kétszeresére hígított rothasztott lakossági iszap ülepedése menzurában, valamint kationos polielektrolitos flokkulációja után.

Ilyen megoldással az iszap víztartalmának mintegy 75-80 %-ig történő csökkentése hatalmas terjedelmű iszapszikkasztó ágyak nélkül, minőségi szűrőkkel, centrifugákkal is biztosítható. Az iszapvíz szerves maradékának a megfelelő eltávolítását ilyenkor is a szennyvíztisztítás aerob főágán kell biztosítani. Ma az ammónium energiatakarékos eltávolítására mellékágon, szeparáltan is van megoldás, csökkentve a főág nitrogénterhelését, javítva ott az adott szennyvízösszetétel mellett elérhető nitrátmentesítés (denitrifikáció) mértékét is.

A rothasztás azonban a szennyvíziszap mikroorganizmusainak az ahhoz szükséges átalakításával nem jelenti egyidejűleg az iszap bakteriális fertőzőképességének biztosítását, mezőgazdasági felhasználása esetén a talajban történő közvetlen, vagy tovább bomlási termékeik által okozható fitotoxicitás elkerülését. A centrifugás iszap-víz-telenítés elterjedésével ugyanakkor célszerűvé vált az annál keletkező, 25-28 % szárazanyag tartalmú iszap további, száraz szerves anyaggal történő keverése, s biológiai stabilizálása, komposztálása. Ez utóbbival a fent említett hátrányai küszöbölhető ki. A fertőzőképességet a komposztálás tartósabb 60-70 C fokon történő hőkezelése, a fitotoxicitást pedig az azt követően, időben lassan elmélyülő biológiai stabilizálódás, humifikáció minimalizálja.

10.4 Növényi, állati termékekből, hulladékokból történő közvetlen biogáz gyártás

A lakossági iszap rothasztásának, biometanizációjának igen korai felismerése az időben fokozódó energiaigény kielégítésére további ilyen technológiák kifejlődését is eredményezte, mind a szennyvíztisztításban, mind a mezőgazdasági termékekből, hulladékokból, mind a lakossági szilárd hulladékokból rothasztással történő biogáz gyártásban. A szennyvíztisztítás vonalán ez a tömény, meleg ipari, technológiai folyadékok jól bontható szerves anyagaiból történő intenzív anaerob rothasztás lett. Ez, illetőleg anaerob iszapgranulációja egy új, ugyancsak célirányos mikrobiális szelekció eredménye lett. Az anaerob környezetben működő mikroorganizmusokat speciális tápanyagellátással és reaktorkialakítással granulációra tették hajlamossá. A nagy sűrűségű granuláumokkal fluid állapotban a reaktorok biomasza koncentrációját az eleveniszapos rendszerek átlagosan 5 kg/m³ iszapkoncentrációjával szemben meg lehetett tízszeresíteni, csaknem hasonló arányban növelve az iszaprothasztás térfogati teljesítményét is. Így napi 10-30 kg KOI/m³ rothasztó térfogat teljesítmény is elérhető, szemben az anaerob

szennyvíziszap rothasztók néhány kg KOI/m³ ilyen teljesítményével. Ma már több ezer ilyen üzem is működik világszerte. Döntően az élelmiszeripar oldott szerves anyagban (cukrok, fehérjék) gazdag szennyvizei energiatartalmát hasznosítják ezúton. Az iszapgranuláció azonban kényes a lebegőanyag tartalomra. Ezen túl a tisztított vize, akárcsak a lakossági iszaprothasztó iszapvize is további, általában eleveniszapos tisztításra szorul a maradék szerves anyag és ammónium szennyezettsége miatt.

A mezőgazdasági biogáz gyártás a lakossági szennyvíziszap rothasztásának megfelelő, régi technológiával működő lehetősége. Ennek mára azért támadt rendkívüli jelentősége, mert energiahiányunkat a megújuló mezőgazdasági termékekből közvetlenül, vagy elsődleges felhasználás utáni „hulladékaikból” történő biogáz gyártással is valamelyest csökkenthetjük. Ez a biogáz termelés az utóbbi évtizedekben arra alkalmas sokféle mezőgazdasági termékből, hulladékból megvalósult az egyszerűbb, hagyományos mezofil anaerob iszaprothasztókban. Előbb a trágya ilyen feldolgozását tűzték célul, majd energiagazdagabb nyersanyagokra tértek át, növényi, állati termékekre, hulladékokra. Az üzemek célszerűen környezetük termékeinek, hasznosítható hulladékának az ilyen feldolgozására álltak rá. Több mint egy évtizede már a korábban állati tápanyagként hasznosított tejsavó és répaszelet maradékot is így hasznosítják.

A keletkező biogáz összetétele mindig a nyersanyagtól függ. A cukroknál a kis tömeg-fajlagos KOI-jük (1 kg KOI/kg cukor körüli) miatt kisebb a gáz metán tartalma. A kétszer nagyobb ilyen fajlagossal rendelkező fehérjéknél a metántartalom jóval nagyobb lesz. A cukor viszont csaknem teljes hányadában biogázzá alakul, míg a fehérjéknél nagyobb a maradék. A zsírok egyébként a legnagyobb energiatartalmú anyagok, tehát legjobb metántermelők, de ezeknek a lebomlása is gyengébb, mint a cukroké. Persze a szennyvíziszap szerves anyagának az 50 %-os metanizációját mindegyiké messze meghaladja. Minden kg így átalakult KOI-ból egyébként 0,33 m³ metán keletkezik.

Az utóbbi metanizációknak azonban van egy kellemetlen maradéka, a fermentlé. Amíg ugyanis az anaerob granulált iszap esetében, amely csak minimális nyers, lebegőanyag tartalom mellett alakul ki, szintelen, minimális szerves anyag tartalmú a tisztított víz keletkezik, a vegyes, nagy mennyiségű cellulózt, hemicellulózt, lignint tartalmazó nyersanyagoknál a fermentlében („tisztított víz”) igen nagy, finom kolloid szerves anyag tartalom marad. A granulált iszapos intenzív anaerob rothasztókat éppen ezt elkerülendő, a lebegő részek elfolyósítása, ecetsavvá alakítása érdekében több lépcsős megoldással,

intenzifikált előzetes hidrolízissel építhetik. A mezőgazdasági biogáz üzemeknél ez a vegyes alapanyag miatt talán meg sem valósítható. Rontja a fermentáció összetételét, további feldolgozási, hasznosítási lehetőségét, a benne levő igen nagy sótartalom is. Ami abban talán egyáltalán nem zavaró, az jelentős kálium, ammónium és foszfát tartalma. Hátrányos viszont a nagy nátrium és klorid tartalma.

A szerves anyagai azért kedvezőtlenek, mert a rothasztóban a könnyebben bontható összetevők anaerob hidrolízisének a terméke, valamint feltehetően a tovább nem bontható fehérjék, cukrok is valamiképpen reagálnak, makromolekulás, kondenzált-gyűrűs szerves vegyületeket alakítanak ki a cellulóz és lignin bomlástermékeivel. Ezek azonban a lakossági szennyvíziszapétól eltérően a humifikáció igen kezdeti fázisain jutnak csak túl. Ennek során jelentős hányadukban a huminsavakhoz, fulvósavakhoz hasonló, vízben stabil kolloidot, kolloid oldatot képező, több aromás gyűrűt is tartalmazó, s így biológiailag stabil vegyületekké alakulnak. Ennek eredménye a fermentáció igen sötét színű makromolekulás kolloid rendszere. Ebből a rendkívül finom kolloid részek csak nagy mennyiségű több értékű kationnal, polielektrolittal koagulálthatók, csapathatók ki. Sajnos a kicsapott formában is igen nagy térfogatot töltenek ki, s gazdaságosan nem vízteleníthetők. Ezt mutatja a 32. ábra is.



32. ábra Biogáz üzemi fermentlevé koaguláltatása Fe³⁺ és polielektrolit segítségével.

10.5 A fermentlé mezőgazdasági hasznosítása

A fermentlé összetétele természetesen a feldolgozott alapanyagának is függvénye, s ennek megfelelően széles tartományban változhat. Jellemző példaként egy ilyen hazai üzemben mért adatainkat mutatja a 3. táblázat. A mezőgazdasági biogáz üzemekben keletkező fermentlének mintegy 3-4 g/l összes redukált nitrogéntartalma van. Ennek kétharmada - háromnegyede ammónium. A többi le nem bomlott, vagy újonnan felépült szerves anyagban van. 1-2 g/l a kalcium, egy körüli a nátrium és klór, míg fél g/l az összes foszfor tartalma. A kedvező tápanyag mellett kedvezőtlen a nagy sótartalmuk. Szerves anyagok koncentrációjuk 10 g/l körüli. Az kétharmadában részben humifikálódott anyag, biológiailag igen lassan lebomló makromolekulák finom kolloid rendszere, egyharmadában pedig biológiailag szintén nehezen bontható oldott szerves anyag. Ezek a talajrészecskékhez eltérő sebességgel kötődve, különböző mélységeiben eltérő mennyiségű és időben eltérő sebességgel hasznosuló tápanyagot jelenthetnek. Végleges stabilizálódásukat a talajban az agrokémikusok 5-6 évre becsülik. Ha azonban a humusz 300-3000 éves lebomlását vesszük figyelembe, a fermentlé kondenzált vegyületeinek az átalakulása ennél jóval lassúbb is lehet. Elvileg veszélyt jelenthet, ha ennek a résznek a biológiai lebontása gyors, s bomlástermékei fitotoxicitást okoznak. Külföldi tapasztalatok azonban nem jeleztek ilyen problémát. A fermentlé talajokra történő kiöntözése általános gyakorlat. Dózisát a nitrogéntartalma alapján engedélyezik, meglehetősen konzervatívan, nem véve különösebben figyelembe a nitrogén veszteségeket.

A fermentlé a fentiek következtében megfelelő összetétele esetén a talajra akár vegetációs időszakban is kihelyezhető. A kihelyezés sokféle képen történhet, részben az aktuális terméktől függően. A kihelyezés előtt általában rövidebb-hosszabb ideig tárolják. Ilyenkor kisebb kiülepedése is jelentkezhet, amit a kihelyezéskor szükségszerűen visszakevernek. A pH-ja gyengén lúgos lévén a felszínén keresztül egyre lassuló ütemben veszít ammóniát, a légtérbe juttatva azt. Ez az ammónia valahol végül kiesik a csapadékkal, kismértékű nitrogén utánpótlást jelentve a talajnak. Hasonló, kisebb ammónia veszteség a talajból is lesz, szintén lassuló ütemben. Nagyobb része azonban a talaj humusz frakciójában kötődik meg ioncserével. Onnan folyamatosan a talajoldatba kerül vissza a növények ammónium felvétele következtében. Egy részét a talaj levegőzött rétegében a nitrifikáló mikroorganizmusok nitráttá is oxidálják. Ez részben a heterotrófok az oxigénhiányos időszakokban (nagy talajnedvesség)

nitrogénné redukálják, de ilyenkor a talaj mélyebb rétegeibe is lemosódhat, mert a nitrát nem kötődik meg a talajban.

3. táblázat Egy hazai mezőgazdasági biogáz üzem fermentlevének az összetétele, s annak ingadozása a különböző nyersanyag betáplálás következtében (saját mérések).

1. Paraméter		Min.	Max.	Átlag
pH		7,8	8,3	8,1
KOI _{kr} (szűretlen)	mg/	15 700	21 400	17 900
KOI _{kr} (szűrt,	mg/	2 140	3 900	2 940
BOI ₅	mg/	2 460	4 260	3 120
összes-N	mg/	2 490	3 680	3 090
SZOE	mg/	<5	<5	<5
NH ₄ ⁺ -N	mg/	1 640	3 380	2 440
összes-P	mg/	390	615	510
Ortofoszfát-P	mg/	45	570	220
S ²⁻	mg/	24	65	42
SO ₄ ²⁻	mg/	21	40	29
Cl ⁻	mg/	1 070	2 880	1 730
HCO ₃ ⁻	mg/	11 200	20 400	16 600
Na ⁺	mg/	635	1 120	790
Ca ²⁺	mg/	155	945	215
Mg ²⁺	mg/	40	215	95
TSS	mg/ l	3 510	17 900	10 500
VSS	mg/ l	2 980	11 100	6 950
FSS	mg/ l	470	6 800	3 560
TDS	mg/ l	3 860	8 800	5 960
VDS	mg/ l	1 340	2 900	2 150
FDS	mg/ l	1 560	6 400	3 800

TSS: Összes lebegőanyag, VSS: Szerves lebegőanyag, FSS: Szervetlen lebegőanyag, TDS: Összes oldott anyag, VDS: Szerves oldott anyag, FDS: Szervetlen oldott anyag,

A fermentlé kalcium, magnézium, foszfor tartalma a talajban megkötődik, javítva a talaj kolloid szerkezetét. A nátrium, kálium mozgékonyabb lévén a mélyebb rétegekbe is lejut, hasonlóan a kloridhoz. Nagy koncentrációjuk kedvezőtlen a talajokban. A fermentlevek Fe, Cr, Zn tartalma jelentéktelen, hiszen ezek nem épülnek be különösebben a növényi részekbe. Gondot az jelenthet, ha a mezőgazdasági biogáz üzem valamilyen vegyszeresen koagulált, flotált iszapot is feldolgoz, mint például tejipari szennyvíziszapot, hasznosítva annak az egyébként jó metánhozamát.

10.6 Lakossági szilárdhulladék lerakók biogáz és csurgalékvíz termelése, problémája

A biogázgyártás igen speciális esete valósult meg az elmúlt évtizedekben a lakossági szilárdhulladék lerakókban. Ezekben a hulladék megfelelő tömörítésével, esetleges befedésével, az oxigén gáztérfogatukból történt felhasználódása után anaerob környezet alakult ki, melyben a korábbi biogáz üzemeknél jóval hidegebb hőmérsékleten azért lassan elszaporodtak a szerves anyag ilyen lebontására alkalmas mikroorganizmusok. A szerves anyagból itt is metán, széndioxid és víz keletkezik. A halom nedvességtartalma folyamatos gravitációs víztelenedése révén a biológiai átalakításnak kedvező tartományba kerül. Az átalakítások biofilmes jelleggel a szilárd részek teljes tömegében végbemehetnek. A keletkező gázt napjainkban hasznosítják, a csurgalékvizet viszont a lehetséges mértékben a halom nedvességének a folyamatos fenntartására igyekeznek hasznosítani. Ez a csurgalékvíz egy részének a hulladékhalomra történő visszaöntözését jelenti. A szerves anyaga ezzel részben ismételten hasznosulhat, biogázzá alakulhat. A csurgalékvíz minősége a hulladékhalom korával jelentősen változik. A halom termőre fogása után a kis molekulatömegű illó savak koncentrációja abban néhány ezer mg KOI/l egyenértékre nő, s néhány év után tízezer mg/l fölé tetőzik. Innen azután folyamatosan csökken. Ezzel párhuzamosan biológiai bonthatósága (BOI₅/KOI arány) a korábbi anaerob maradékokéhoz hasonló polikondenzáció, polimerizáció eredményeként folyamatosan csökken. Hosszabb távon 5-10 ezer mg/l közé csökken a szerves anyag szennyezettsége. Az első néhány évben a csak néhányszor 10 mg/l az ammónium koncentrációja, ami azután 500 mg/l-től akár több ezer mg/l-re is nőhet. A csurgalékvíz összes oldott sótartalma is a szerves anyag tartalomhoz hasonlóan kezdetben csaknem 10 g/l-re nő, majd

folyamatosan csökken néhány ezer mg/l-ig. A szennyezettségének időbeni alakulását a 4. táblázat érzékelteti.

4. táblázat Csurgalékvizek főbb jellemzői a hulladéktest korának függvényében
Chian, E.S.K. DeWalle, F.B. (1976)

	Fiatal	Közepesen idős	Idős
Évek száma	<5	5-10	>10
pH	6.5	6.5-7.5	>7.5
KOI (mg/l)	>10 000	4000-10 000	<4000
BOI ₅ /KOI	>0.3	0.1-0.3	<0.1
Szerves alkotók	80% illékony zsírsavak	5-30% illékony zsírsavak, + huminsavak, fulvosavak	Humin- és fulvosavak

Forrás: Sanitary landfill leachates and their treatment, J. Env. Eng. Div. 411–431.

A hulladéklerakók csurgalékvizének a korábbi szennyvíziszaphoz, fermentléhez hasonló hasznosítása semmiképpen nem képzelhető el. Nyersanyagából, a szilárd hulladékból abba bekerült szennyezők veszélyességét ugyanis lehetetlen megbecsülni. Emellett a fermentlébe került kondenzálódott szerves vegyületekhez összetétele is teljesen megítélhetetlen. Azok a mérési adatok alapján erősen toxikusak az aerob biológiai folyamatokra. Veszélyessé teszi ezt a beoldott sokféle fémtartalma, egyéb oldott szervesanyagok (rendkívül nagy sótartalom), illetőleg a kétféle nem ismert szerves anyag összetétele. pH-ja a fermentléhez hasonlóan gyengén lúgos. Ezt a csurgalékvizet összetétele miatt senki nem is akarja újrahasznosítani. A nagy molekulájú szennyezőit kicsapatással, vagy egyéb hatásos szeparációval (RO) elválasztva mindenképpen a szilárd hulladéklerakóra kell visszajuttatni, vagy égetéssel megsemmisíteni. A koaguláltatásánál gondot jelent a nagy vegyszerigény és az iszap rossz sűrítetősége. Az így előtisztított csurgalékvizet viszont már biológiai tisztításra lehet fogni szerves anyag és ammónium tartalma döntő részének az eltávolítására. Ilyen előtisztított vizet és összetételét mutatja be a 33. ábra és az 5. táblázat.

Ez történhet együtt, de szeparáltan is. Az utóbbi esetben a szerves tápanyag viszonylagos hiánya miatt a napjainkban terjedő anaerob ammónium oxidáció (anammox) javasolható. A nitrogén eltávolítása után maradó víz sótartalma azonban még így is nagy gond a további elhelyezésnél, ami azonban már lehet a lakossági szennyvíztisztítás, vagy tisztítótavakba történő végső elhelyezés is. Ugyancsak rohamosan terjed napjainkban a vegyszeres előkezelést követő, vagy

közvetlen szűrési megoldás. Az ultraszűrés a kolloid részek visszatartására, a fordított ozmózis a közepes méretű szerves molekulák, illetőleg finomabb porusméretnél az ionok szeparációjára is alkalmas. A retentátja a felsorolt szennyezők együttesét tartalmazza, míg a szűrlete viszonylag jól tisztított, közcsatornába, lakossági szennyvíztisztítóba vezethető lesz. A kiszűrt rész ilyenkor visszakerülhet a szilárd hulladékhoz, vagy megsemmisítésre kerülhet, célszerűen égetéssel.



33. ábra Szilárd hulladéklerakó csurgalékvizének a kicsapatással előtisztított vízfázisa.

5. táblázat Vas-III-sóval kicsapatott csurgalékvíz (tisztá fázis) és a nyers jellemzői
(saját mérések)

	Nyers	1	2	3	4
KOI (mg/l)	3270	1905	1500	1257	762
NH ₄ -N (mg/l)	720	694	709	750	687
Oldott só (mg/l)	6010	6380	6440	6690	6820

10.7 Összefoglalás

A vizsgált három hulladékfeldolgozás mindegyike biológiai. Ennek során különlegesen szelektálódó mikroorganizmusok, illetőleg együttesük végzi a szerves maradékanyagból a metán és széndioxid előállítását. A folyamatok mellékterméke a cellulóz és lignin, valamint a többi szerves anyag anaerob átalakításának a közti-termékeiből keletkező kondenzálódott szerves anyag. A szennyvíziszapban ez oldhatatlan, s polielektrolit hatására a szilárd fázisba kerül. A másik két esetben a keletkező humin és fulvósav frakció vízdoldhatósága

és egyéb tulajdonságai révén stabil kolloid oldatot képez. Ezt jelentős vegyszerigénnyel lehet kicsapatni a vizes fázisból. A fermentlé esetében az iszapfázis olyan voluminózus, nehezen vízteleníthető, hogy a keletkező fermentlevet inkább közvetlenül a talajokra helyezik ki. A szilárd hulladéklerakókból keletkező csurgalékvíz ezen frakciója ugyan kicsapatható, a maradék víz azonban továbbra is komoly tisztításra tart igényt a befogadódba történő vezetést megelőzően. Kivétel lehet a több lépcsős RO-s tisztításának az esete, amikor a szűrtvíz már közvetlenül is bevezethető élővízes befogadóba, bár kis vízhozama miatt annak egy biológiai továbbtisztítása még célszerűen javasolható. (Publ.:MASZESZ Hírcsatorna 2016 No.1.)

11 A komposztálás kérdései gyártó és felhasználó oldaláról

Gulyás Gábor¹ - Kárpáti Árpád¹ - Baki Csaba², Kosár Gábor³ - Horváth András⁴ -
Kovácsné Benkó Zsuzsa⁵ - Mészáros Imre⁶

1 - Pannon Egyetem, Veszprém; 2 - Pápai Vízmű; 3 - VASIVÍZ Zrt.; 4 -
Bakonykarszt Zrt.;
5 - Gyöngyösi Városgazdálkodási Vállalat; 6 - Soproni Vízmű Zrt.

11.1 Bevezetés

A humifikálódás természetes folyamat, mindenhol, ahol az ahhoz szükséges anyagok, mikroorganizmusok és környezeti feltételek rendelkezésre állnak kialakul. Hogy az elhalt növényi és állati anyagokból, termékekből és emésztési maradékaikból milyen mértékben keletkezik humuszszerű termék, éppen az alapanyag összetételétől, lignin tartalmától, valamint a szerves anyag lebomlásának és humifikálódásának körülményeitől függ. Mesterséges körülmények közötti megvalósítását ma komposztálásnak nevezzük. A lebomlási, majd felépítési folyamatok, átalakulások minden részlete messze nem ismert. A mikrobiológiai lebontás azon belül részletesebben. Valószínű, hogy a humifikálódás, ami a kisebb ligninmolekula töredékek, illetőleg származékaik és egyéb monomerek kémiai folyamatok révén bekövetkező polimerizálása, átmeneti, aromás peroxidokkal katalizált folyamat. A polimerizáció, humifikáció kiindulási anyagainak a keletkezésében ugyanakkor a mikroorganizmusoknak, baktériumoknak, sugárgombáknak és gombáknak van meghatározó tevékenysége. A biológiai átalakítás gyorsíthatóságáról, zsírok, fehérjék, szénhidrátok, cellulóz, lignin többet tudunk, a komposzt érésérének a gyorsításáról kevesebbet. Nem tudjuk pontosan, melyik állapotban kedvező a két lépcső szeparálása, s ezzel a teljes folyamat időszükségletének a csökkentése. Mivel a termék minősége szempontjából mindkét lépcsőnek meghatározó szerepe van, nem is biztos, hogy célszerű azt erőltetni. A szennyvíziszap komposzt termelője az alapanyag keverék összetételének a beállításával, külső mikroorganizmus tenyészetek adagolásával, a levegőellátás intenzifikálásával, szabályozásával tud beavatkozni a komposztálásba. Nem biztos azonban, hogy neki mindezek anyagilag kifizetődnek. A felhasználó végképpen nem tesz lépést az ilyen komposztok hasznosságának, értékének a növelésére. Ezeknek sokféle oka van, melyek némelyikét az előadás érinti,

azonban éppen a teljesség hiánya, ami jelenleg talán a legnagyobb akadálya a szennyvíziszap komposztok széleskörű hasznosításának.

11.2 Humifikálódás, komposztálódás

A természet tehát a humifikálást ősidők óta ismeri, gyakorolja, mert az ahhoz szükséges anyagok ott folyamatosan keletkeznek, mikroorganizmusok rendelkezésre állnak. Nyilván nem optimalizált formában, hanem a környezet adta körülmények által szabályozva. A komposztálás alapanyaga a növények lignocellulóz anyaga, valamint az ugyancsak növényi zöld részek, termékek, illetőleg azok állati ürülékekben jelentkező maradványai. Nagy tanulság az alapanyag tekintetében az egyik legnagyobb állat, az elefánt trágyája és hatása környezetben. Az egy részlegesen feldolgozott tápanyag koncentrátum, humusz alapanyag, s egyben kiváló trágyázással kombinált növénytelepítés, nitrogénellátással, s részben az ültetés utáni valamilyen nedvesség biztosítással is.

Indiában őshonos az elefánt, így a jelenséget ismerték. Nyilván az egyéb állati trágyának, valamint az emberi ürüléknek a hasonló, termékhozam növelő hatását is. Ezeket bizonyára korábban is hasznosították a mindennapi táplálék megtermelésében, no meg korábban is szükségessé válhatott a különböző trágyák biztonságos elhelyezése is. Végül ma is valahol ugyanitt tartunk. A trágyák és egyéb hulladékok keletkezésének formája azonban nagyot változott, no meg a trágyák, szár és gyökérmaradványok hasznosítási lehetőségei is a növénytermesztés iparosítása, s az erős agglomerizáció eredményeként. A komposztálás ősi formáinak a gyakorlata sem zárható ki, azonban erről nem igen maradt írásos dokumentum. Végül is a komposztálás iparosításához egy gyarmatosító (katonatiszt) érdeklődése vezetett. A növényi hulladékokat, ág és levélanyagot rétegezte állati trágyával, lehetővé téve a keverék valamilyen mértékű természetes levegőzését. A keletkezett anyag az állati trágyánál jobb talajtápanyagnak bizonyult. Végül is a víztelenített szennyvíziszap esetében is ez a komposztálás máig elterjedt változata. Gyorsítási lehetősége az optimális alapanyag összeállítás, többszöri átkeveréssel történő levegőztetés, aprítás, homogenizálás. Ez nem más, mint a tápanyagok (szerves anyagok, nedvesség, levegő) és az átalakítást végző szervezetek (baktériumok, sugárgombák, gombák) érintkezésének a biztosítása (Kárpáti, 2002).

A fejlődéssel, az iparszerű állattartással, no meg a vegetáció éves ciklusával szükségszerű lett a szalmás, és egyéb állati trágyák hasonló ciklusú betárolása, esetleg hosszabb érlelése is (pentozán hatás elkerülése). Az évekig pihentetett trágyahalmok ugyanakkor kitűnő táptalajnak bizonyultak a kertészetekben. Ez is azt mutatja, hogy a komposztálódásnak van egy lassú, esetenként évekig tartó humifikálódási, érési folyamata. A humifikálódás azonban a viszonylag friss komposztok, vagy akár a nyers szennyvíziszap közvetlen kihelyezésével magában a talajban is lejátszódhat, befejeződhet, ha a folyamatok befejeződéséről egyáltalán beszélhetünk. A talajokban az évente megújuló növények abba visszakerülő gyökér és szárrészei ugyanis ciklikusan újra alapanyagot jelentenek a folyamatok folytatásához. A komposzt, vagy nyersiszap mellettük a ciklikus lebontó mikroorganizmusokkal történő újra, vagy tovább oltásokat biztosíthatja.

11.3 A humuszvegyületek hatása a talajban

Fontos kérdés, hogy a bármi módon komposztálódott, humifikálódott szerves anyagok, illetőleg humusz mátrixba zárt, részben mineralizálódott egyéb anyagok (N,P, K és egyéb elemek) hogyan is jelentenek tápanyagot a növényzet részére. Részben a humusz fizikai, részben kémiai hatásai, valamint a mineralizálódott tápanyagok talajoldatba jutása révén. Az utóbbiak a szabad ammónium ioncseréje a humusszal, a humusz lassú bakteriális bontása, s egyidejű felépülése, a foszfor folyamatos mineralizációja, majd az ásványi foszfor tartalom, és az agyagásványokkal kötött kálium folyamatos talajoldatba jutása, illetőleg a mezo és mikrotápanyagok hasonló felvétele. Fontosak ehhez a növényeknek a humuszból és egyéb szerves anyagokból a talajbaktériumok valamint a növényi gyökerek enzimtermelése révén keletkező kis molekulatömegű szerves savak is. A talajainknál ma a mikro-tápanyagok hiánya a legsúlyosabb. Hiányuk a növényeken keresztül az emberek egészségét veszélyezteti. Mesterséges pótlásából gazdagodik napjainkban a gyógyszeripar és sok élelmes forgalmazója.

A komposzt humusz anyagai, ha lassan is, de bomlanak, s a környezet függvényében esetleg több évszázad alatt újulnak csak meg, vagy oxidálódnak vízzé és széndioxiddá, nitráttá, stb. Más kérdés, hogy a frissen kihelyezett komposztnak a nitrogéntartalma az első években gyorsabban, aztán sokkal lassúbb ütemben válik hozzáférhetővé a növények számára. Megállapították, hogy az első évben a friss komposzt nitrogéntartalmának csak a 20 %-a

hasznosul, majd a többi ugyanilyen ütemben csökkenő sebességgel. A talaj nitrogénvesztése ugyanakkor a talajkörnyezet, a talaj biológiai élete, valamint a növények nitrogénfelvétele hatására helyenként igen eltérő lehet (Kárpáti, 2009).

Az igen nagy molekulatömegű humusszerű vegyületek jelentős ammónium ioncserélő kapacitással rendelkeznek. Valószínű, hogy éppen ezért a műtrágyázás így megkötött ammóniumja a talaj nitrifikáló mikroorganizmusai részére kevésbé hozzáférhető (Kárpáti, 2009). Ez azt jelentheti, hogy a nagyobb humusztartalmú talajba juttatott nitrogén-műtrágya, vagy a fejtrágyázás során oda jutó ammónium tartalom is tartósabb nitrogénellátás a növényzetnek, hiszen az ioncsere egyensúlyának megfelelően, lassabban oxidálódik, majd denitrifikálódik, illetőleg nitrátként mosódik le az esővízzel a mélyebb talajrétegekbe, s válik így a növények részére felvehetetlenné, egyidejűleg talajvíz-szennyezéssé.

11.4 Szennyvíziszap-költség a tisztításnál, elhelyezésnél

A szennyvíz aerob tisztítása során jelentős a vízből eltávolított szennyezőanyagra, vagy éppen a szennyvíz térfogatára vonatkoztatható iszaphozam. A szerves anyag anaerob eltávolításánál ez ugyan csak töredéke az aerob tisztításénak, de a hideg vízben ilyen tisztítás nem valósítható meg, és egyébként sem elégíti ki az a befogadó igényeit. Ez csak koncentrált, esetleg meleg vizek tisztításánál jöhet szóba, akármennyivel is kedvezőbb energetikailag az aerob tisztításnál. A fajlagos iszaphozam az aerob iszapkörben rendszerint 0,5-0,9 kg iszap szárazanyag/kg BOI₅ közötti, a szennyezők típusa, a tisztítási technológia, s az alkalmazott iszapkor függvényében. Ennek az iszapnak az anaerob rothasztása esetén a fenti értéknek mintegy a fele a további iszaphozam (iszapmaradék). Mivel a víztelenített iszap rendszerint 20-25 % körüli szárazanyag tartalmú, az elhelyezendő iszapmennyiség a fenti fajlagosok 4-5-szörös értékével számolható. Ennek az elhelyezése nagy költség. Napjainkban a fenti módon előállított iszapok elhelyezése hazánkban mintegy 3500-6000 forint köbméterenként.

A nyers, vagy rothasztott szennyvíziszap közvetlenül csak beszántással, injektálással helyezhető el a mezőgazdasági talajokba. Ez a kihelyezés lehetőségének ciklikussága miatt hosszabb tárolást is igényel, ami alatt ezek az iszapok különböző mértékben berothadnak, s a légtérrel jelentős mennyiségű

ammóniummal, kénhidrogénnel és egy sor illékony, bűzös nitrogén és kéntartalmú szénhidrogénnel szennyezik, miközben az iszap folyamatosan fertőzésveszélyt is jelent. Kézenfekvő tehát elkerülni ezt a veszélyt, a szennyezők légtérbe jutását. Ehhez ad részben segítséget az iszap komposztálása.

Segédanyag nélkül azonban sem a nyers, sem a rothasztott szennyvíziszap nem komposztálható légszennyezés-mentesen. Túl sok azoknak a redukált szerves nitrogén tartalma. Ilyen mennyiséget a komposztálásnál mintegy ismét felére csökkenő szerves anyag (humusz) nem tud magába építeni. Jól mutatja ezt a veszprémi szoláris iszapszárító gázemissziója. A szárítás során elkerülhetetlenül részleges komposztálódás is lejátszódik. Az iszap szerves anyagából közben felszabaduló ammónium egy része a termékben marad, kisebb része (mintegy a nitrogéntartalom 10 %-a) ammónia formájában a szárító légterébe kerül. Ez jól kimosható tiszta, vagy kénsavas vízzel, azonban az ilyen mosóvizeknek sem lévén piaca, jobb lenne, ha a komposztban maradna.

A nyers és rothasztott iszapban egyébként közelítőleg azonos a KOI/TKN arány. A komposztálás kézikönyvei szerint ez átlagosan 10 körül van, de a csepeli tisztító rothasztott iszapjában az MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Intézetének a mérései szerint 6 körüli (Kádár - Draskovits, 2012). Hogy a komposztálás során a nyersanyagból a keletkező humuszvegyületek a teljes nitrogénmennyiséget felvegyék, az alapanyag keverék KOI/TKN arányának 25-30 körül kell lennie. Hogy mi az optimum, az iszap egyéb paramétereinek, közöttük a lignintartalmának is függvénye. A keletkező humusszerű anyagok mennyisége éppen a szerves anyagok lignin hányadától függ. Közelítőleg a nyersanyag lignin tartalmának mintegy 1,8 -szorosa lesz (Kárpáti, 2002).

A komposztálódás során széndioxiddá „elégő” szerves anyagnak is fontos szerepe van a folyamatokban. Ez biztosítja a folyamat során a hőmérséklet megemelését (folyamatok gyorsítása, csírátlanítás, fertőtlenítés, szárítás), majd a komposzt érése során is a termék melegebben tartását. A komposztáláshoz mindemellett az alapanyag nedvesség tartalmának, szabad gáztérfogatának is az előzetes beállítására van szükség. Ehhez célszerűen száraz lignocellulóz terméket használnak. Ez egyben strukturáló segédanyag is. Lehet ez városi zöldhulladék, ágnyesedék, aprított fa, vagy szalma anyag is. Ezek beszerzése, bedolgozása további költség az iszap hasznosításához.

Ezeket túl beruházási költséget jelent a komposztáláshoz, netán terméktároláshoz előírt vízzáró felület, az épületek, s a gépészet is. A lakosság szennyvíziszapjának a komposztálása természetesen az egyszerű iszapkomposztálástól a különlegesebb termékminőséget (tápanyagtartalom, stb.) biztosító komposztkeverékek előállításáig alapvetően két lépcsőből áll. Egyik a szükséges alapanyagok összekeverése, komposztálása, másik a termék végső összetételének, tápanyag és mikroelem tartalmának a beállítása, majd az utóbbi termék kereskedelmi forgalomra alkalmas állapotba hozása. Ha csak a komposzt nagy mennyiségben történő mezőgazdasági elhelyezése a cél, az utóbbiakra alig fordítanak figyelmet, s a csomagolásra sincs különösebb szükség az ömlesztett formában történő szállítás miatt.

A komposztálás költségeit éppen ezért a legigénytelenebb változatra érdemes számításba venni. Ez a már említett beruházási költségeken túl az üzemeltetés és termék elhelyezés költségeit is jelenti. Az üzemeltetésnél a komposztálás segédanyagainak a beszerzése, majd az alapanyagok összekeverése, prizmákba, vagy egyéb komposztáló rendszerbe történő rakása, levegőztetése, keverése, megfelelő kitermelése, rostálása, érlelő halmokba rakása, majd az onnan a felhasználási helyre történő szállítása és szétterítése (esetleg beszántása) a felmerülő költségek. Ezek közül a végső el és kiszállítás és a termőföldre történő egyenletes kijuttatás rendszerint a felhasználó költségét jelenti, amihez ugyanakkor ritkán járul további beruházási költségigény. Hogy ezek a költségek pontosan hogyan alakulnak, az a rendszerint EU támogatással megépült komposztáló kialakításától, valamint a segédanyagok beszerzési, valamint a termék elhelyezési lehetőségétől függ. Az utóbbi kettő kapcsolódhat egymáshoz, de lehet egymástól független is.

11.5 Szennyvíziszap komposztálási és hasznosítási példák

A lakossági szennyvíziszapból keletkező komposzt, vagy komposztszerű termék felhasználására mezőgazdasági hasznosításon túl még két lehetőség volt az elmúlt években. Egyik a szénbányászat, villamosenergia termelés, timföldgyártás kapcsán keletkezett hulladéktárolók, továbbá a lakossági szilárdhulladék depóniák rekultivációja. Másik a szén, vagy lignittüzelésű erőművekben történő elégetés megfelelő előszárítás után. Erre a gyöngyösi szennyvíztisztítónál adódhatott volna lehetőség –bár Oroszlányban is tervezték-, ahol a megoldás kézenfekvő lett volna egy szoláris iszapszárítással kombinálva

a kis szállítási távolság miatt. Mégsem jött létre az a termelő és hasznosító között.

11.5.1 Iszapfeldolgozás és elhelyezés Veszprémben

A veszprémi szennyvíztisztító korábban napenergiával mintegy 50% szárazanyag tartalomra szárított rothasztott iszapmaradékát az ajkai rekultivációkra lehetett hasznosítani rövidebb-hosszabb helyi tárolás, komposztálás után. Ez volt talán a legkisebb iszapköltséget követelő megoldás az országban. Itt a szárított iszapnak a szállítás (3600 Ft/t komposzt szárazanyag - elhelyezési költség nem volt) adta az iszapelhelyezés költségét. Mivel a veszprémi tisztítóban naponta 8 tonna 50 % szárazanyag tartalmú szárított iszap keletkezik (4 tonna iszap szárazanyag/d), visszaszámolható az elhelyezési költség a tisztított szennyvíz mennyiségével (14400 Ft/d a 12 000 m³/d szennyvíz), ami mintegy 1,2 Ft/m³ tisztított szennyvíz fajlagos.

Ezen túl azonban az iszapszárítás és gáztisztítás is további üzemeltetési költséget jelentett. Azonban Veszprémben ezek nem jelentősek, évente csupán 5 millió forint, ami mindössze 1,2 Ft/m³ tisztított szennyvíz fajlagos, tehát megegyező volt az iszapelhelyezés költségével. Ezeknél sokkal jelentősebb a 750 millió forintos szárító és gáztisztító beruházásra számítható törlesztési fajlagos érték. 20 éves leírással számolva kamatmentesen, 8,56 Ft/ m³ tisztított szennyvíz fajlagos adódik. Láthatóan ebből 10-10 % volt az iszapelhelyezés és üzemeltetés költsége, és 80 % a beruházás „törlesztésének” a költsége.

Jelenleg Veszprémben a korábbihoz képest az iszapelhelyezés kis mértékben változott. A rothasztott iszapot csak átlagosan 40 % szárazanyag tartalomig szárítják, ami napi 10 t szárított iszap elhelyezését jelenti a volt Inotai Erőmű salakhegyeinek rekultivációjához. Ide az elhelyezés 1500 Ft/t, míg a szállítás 1600 Ft/t. A szárított iszap térfogatsúlya közelítőleg 1 t/m³. Ez azt jelenti, hogy napi 31 000 Ft szemben a korábbi 14400 forinttal. Ez csupán azt jelenti, hogy a tisztított vízmennyiségre számolva ez a fajlagos mintegy duplázódott, vagy a teljes költségben a részaránya tízről húsz százalékra növekedett. Fontos megjegyezni, hogy a veszprémi szennyvíztisztítónak az elmúlt évtizedek alatt mezőgazdasági iszap elhelyezési lehetősége nem adódott. A térség domborzati viszonyai, kisebb parcellái, s az elhelyezési terület helyrajzi számonkénti minősítési, ellenőrzési igénye tették ezt lehetetlenné. Különösen megoldhatatlannak látszik a szennyvíziszap alapú komposzt elhelyezése a

fentiek miatt a szőlőtermesztésben. Erőművi salak rekultivációjára történő hasznosításra ugyanakkor nőni látszik a kereslet.

11.5.2 Iszapfeldolgozás és elhelyezés Gyöngyösön

A gyöngyösi szennyvíztisztító napi 7000 m³ szennyvizet tisztít. Ebből közelítőleg 10 t/d 24 % szárazanyag tartalmú rothasztott, víztelenített iszapja keletkezik (2,4 t iszap szárazanyag). Ennél a tisztítónál a víztelenített, rothasztott iszap kétharmadát városi zöldhulladékkal, alulról mérsékelten levegőztetve komposztálják. A naponta átlagosan keletkező 13,54 m³ komposzt elszállítása a kihelyezőt terheli, ugyanakkor ingyen kapja meg a komposztot. A komposztálási segédanyagért nem fizetett a tisztító, de 2000 Ft/m³ késztermék komposztálási költsége jelentkezett. Ez 27000 Ft/d költség az iszap kétharmadának a hasznosítására.

Jelenleg a telep iszaptermelésének a harmada (3,4 t/d 24 % szárazanyag tartalmú víztelenített iszap) kerül közvetlenül mezőgazdasági elhelyezésre. Ennek mintegy 4900 Ft/t elhelyezési költsége jelentkezik szállítással együtt. Ez 16660 Ft/d iszap elhelyezési költség. Összesen ezek 43660 Ft/d. Látható az adatokból, hogy viszonylagosan a nem komposztált iszap elhelyezése drágább. A napi szennyvízmennyiségre vonatkoztatva ugyanakkor átlagosan az 6,23 Ft/m³ tisztított szennyvíz. A tisztító építésekor a komposztáló betonfelületének és gépészetének a kialakítása mintegy 70 millió forintba került. A korábbihoz hasonlóan számítható amortizáció (20 év, kamat nélküli) 1,37 Ft/m³ tisztított szennyvíz.

Ezeket túl közeli Mátra-Visontai lignit erőmű is kedvező lehetőség lehet Gyöngyösön a szennyvíztisztítás maradékának a hasznosítására. Ezt az erőmű is érzékeli, mert jelenleg már megkezdte a beruházását egy regionális iszapszárító telepnek, amely az erőműben elégethető szárított iszapot állít majd elő. Az erőmű nagyobb régióban gondolkodik, sőt a kisebb telepek nem rothasztott iszapjában, melyek szárazanyagának mintegy másfélszer nagyobb kalóriatartalma van, mint a rothasztott szennyvíziszapokénak. Ilyen szárításra és hasznosításra az erőmű 6-7 ezer Ft/t áron tervezi a víztelenített (20-22 % sz.a.) iszapok átvételét.

11.5.3 Iszapfeldolgozás és elhelyezés Sopronban

A tisztító és komposztálója új, így lehetőség volt teljesen zártkamrás levegőztetett gyorskomposztálás kiépítésére, megfelelő gázelszívással és biofilteres gáztisztítással. A szennyvíztisztító naponta átlagosan 14600 m^3 szennyvizet tisztít, amiből a rothasztás után $5,425 \text{ t}$ iszap szárazanyag keletkezik. A víztelenített iszap felét azonban közvetlenül, 25% körüli szárazanyag tartalommal helyezik el a mezőgazdaságban ($10,8 \text{ t/d}$). Ennek mintegy 2000 Ft/t a szállítási és 3000 Ft/t az elhelyezési költsége. Ez napi 56160 Ft . Tisztított vízmennyiség felére vonatkoztatva a fajlagos költség $7,70 \text{ Ft /m}^3$ tisztított szennyvíz.

A víztelenített iszap másik felét repceszalmával komposztálják, szénhidrogénbontó mikroorganizmus tenyészet adagolásával. Ezeket a tisztítónak meg kell megvásárolnia. Ennek a napi átlagos költsége 10714 Ft/d . A komposztálás fentiekén túli átlagos napi munkaerő és energiaköltsége mintegy 8600 Ft/d . A komposztálás így összesen 19314 Ft/d üzemeltetési költség. A szalma-iszap keverékből napi átlagban mintegy $4,8 \text{ t}$ $56\text{-}58 \%$ szárazanyag tartalmú komposzt keletkezik ($2,736 \text{ t/d}$ komposzt szárazanyag), mintegy 560 kg/m^3 ömlesztett térfogatsúllyal. Elhelyezője 1800 Ft/t áron kapja a tisztítótól a komposztot, ami átlagosan napi 8640 Ft bevételt jelent. A komposzt elszállításának a költségei sem a tisztítót terhelik. A komposztálás kiadásainak és bevételének a különbözete 10674 Ft/d . A komposztálós megoldásnak tehát a tisztított vízmennyiségre vonatkozatható fajlagos költsége $1,46 \text{ Ft/m}^3$ tisztított szennyvíz. A két megoldás együttes költsége 66834 Ft/d . Fajlagos értékében ez $4,58 \text{ Ft/m}^3$ tisztított szennyvíz.

A komposztáló beruházási költsége 208 millió forint volt 2006 -ban, aminek a korábbiakhoz hasonlóan számított leírása (20 éves, kamat nélküli) $1,95 \text{ Ft/m}^3$ tisztított szennyvíz. Ha ezt csak a fele vízmennyiségre számoljuk, akkor is $3,9$, illetőleg az $1,46 \text{ Ft/m}^3$ üzemeltetési költséggel együtt is csak $5,36 \text{ Ft/m}^3$ tisztított szennyvíz. Látható ebből, hogy az utóbbi a közvetlen kihelyezéssel szemben csaknem $2,5$ forint/ m^3 tisztított szennyvíz fajlagossal kedvezőbb. Ez jelentősen csökkenti a soproni iszapköltségét.

11.5.4 Iszapfeldolgozás és elhelyezés Pápán

A pápai szennyvíztisztító nem rendelkezik anaerob rothasztóval, ami nagyobb fajlagos iszaphozamot jelent a naponta átlagosan tisztított 8500 m³ szennyvízre. Ez azért is igaz, mert terhelésének egy része még ma is a pápai húsipartól érkezik és az a rész jóval szennyezettebb, mint a lakosságé. A centrifugált nyers nyersiszap 23 m³/d 20 % szárazanyag tartalommal. Ez 4,6 t/d iszap szárazanyag, Ennek a komposztálását egy vállalkozó végzi szalma hozzákeverésével, szénhidrogén bontó mikroorganizmusok adagolásával, forgatott, vagy statikus prizmás megoldással. Mivel az üzem nem ad ki további adatokat az iszapátadása költségeiről, ennél az üzemnél nem számolhatók ki az iszapköltségek.

11.5.5 Iszapfeldolgozás és elhelyezés Szombathelyen

Szombathelyen a szennyvíztisztító az elmúlt évben napi átlagban közelítőleg 23 000 m³ szennyvizet tisztított. Ebből a szennyvíz valójában csak 19 000 m³ volt, a többi záporvíz a 17 alkalommal érkezett csapadékhozamból. A tisztításnál a technológia adottsága révén (A2/O eleveniszapos tisztítás, majd iszaprothasztás, iszap víztelenítés) ezekből átlagosan 28,536 m³/d 23,8% szárazanyag tartalmú víztelenített iszap keletkezett. Ez mintegy 6,8 t iszap szárazanyagot jelent. A tisztító ennek teljes mennyiségét komposztálja, amihez nyers és visszarostált faaprítéket használ segédanyagként 1:2= iszap:faapríték térfogatarányban. Ezt 8,55 t/d, mintegy 50 % nedvességtartalmú faapríték, tehát 4,27 t lignocellulóz szárazanyag/d felhasználásával tudja biztosítani. Ez azt jelenti, hogy összesen 11,07 t/d (iszapmaradék és faapríték) szárazanyag komposztálására kerül sor. A komposztálás során ennek az ásványi része (izzítási maradék) a komposztban marad, míg a szerves anyag (benne a cellulóznak is) egy része széndioxidá oxidálódik. Végeredményben a telepen így napi átlagban 11,44 t/d, átlagosan 56 % szárazanyag tartalmú komposzt (6,4 t/d komposzt szárazanyag) keletkezik. Ezt a komposztot a telep ingyen bocsátja a mezőgazdasági felhasználók rendelkezésére, de a kiszállítás, elhelyezés őket terheli. Költségeként ugyanakkor a segédanyag (8,55 t/d faapríték) ára és a komposztálás üzemeltetési költsége jelentkezik.

A Gore membránnal takart, alulról levegőztetett kamrákban egyébként a gyorskomposztálás 3-4 hét, majd az érése több hónap, akár év is rendelkezésre áll. A gyorskomposztálás légszennyezése a takarással és a segédanyag mennyiséggel szabályozva minimális. Az utóérlelés az őszi-tavaszi komposzt

kiszállítással a telepen kevesebb, mint egy év. Az érés befejező szakaszára ennek megfelelően már esetenként a talajban kerül sor. Ez egyébként a talaj biológiai élete, évenkénti megújulása tekintetében kedvező is. Megjegyzendő, hogy a nyári időszakban a komposzt egy részét prizmás komposztalással állítják elő, aminek hasonlóan megvan a segédanyag és üzemeltetési költsége. A komposztáló beruházási költsége 467 millió forint volt (2010), ami itt közepes leírási költséget jelent. Itt is 20 évre és kamatmentesen számolva azt, 2,8 Ft/m³ tisztított szennyvíz.

A fenti példák összegző mutatói, fajlagosai, kiegészítve a következő fejezetben bemutatásra kerülő iszap és komposzt N és P tartalma számított műtrágya egyenértékével az alábbi táblázatban láthatók.

6. táblázat Szennyvíztisztítási példák komposztálásra

Agglomeráció		Veszprém	Gyöngyös	Sopron	Pápa	Sz.hely
Napi tisztított szennyvíz	<i>m³/d</i>	12000	7000	14600	8500	19000
Napi iszaphozam	<i>kg sz.a./d</i>	4000	2400	5425	4600	6800
Fajlagos iszaphozam	<i>kg sz.a./m³ szennyvíz</i>	0,33	0,34	0,37	0,54*	0,36
Komposztáló beruházás amortizációja**	<i>Ft/m³ szennyvíz</i>	8,56	1,37	1,95	0	2,8
Komposztált iszaphányad		0	0,66	0,5	1	1
Iszap és komposzt N-P tartalma számított tápanyagértéke***	<i>Ft/d</i>	51000	36628	69230	58700	86700
Összes iszapköltség	<i>Ft/d</i>	31000	43660	66834	nincs	nincs
Fajlagos iszapköltség	<i>Ft/m³ szennyvíz</i>	2,5	6,3	4,6	nincs	nincs

*Anaerob iszaprohasztás nélkül

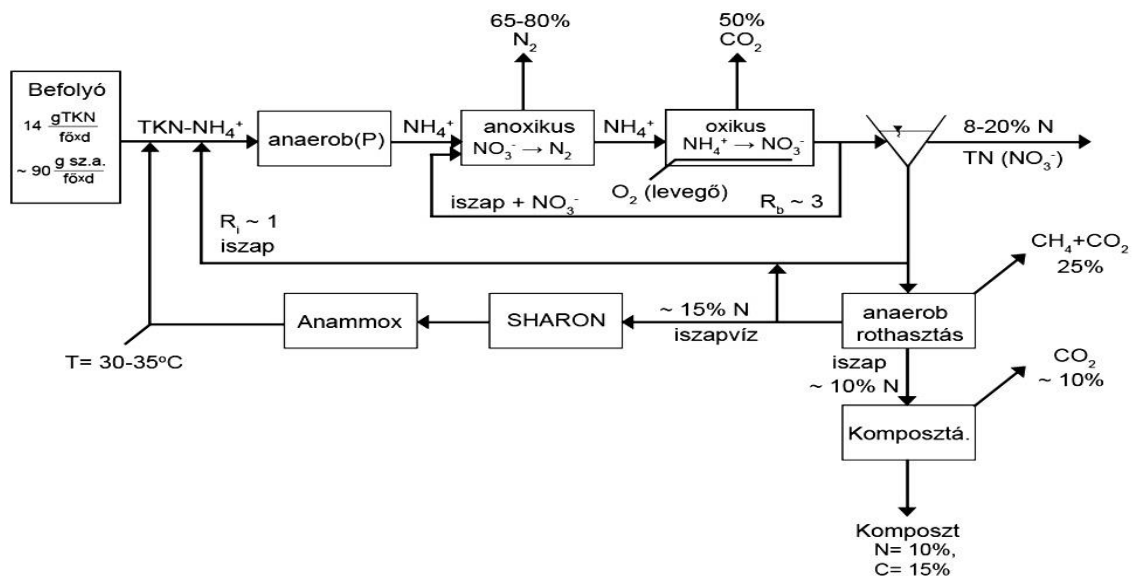
**20 éves kamatmentes leírással számolva

***250 Ft/kgN és 641 Ft/kgP fajlagos műtrágya tápanyaggal számolva (Kádár és Draskovits, 2012)

11.6 Szennyvíziszap, szennyvíziszap-komposzt tápanyagának értéke

A szennyvíz tisztításánál minél „nyersebb” az iszap, annál nagyobb a szárazanyagának a nitrogén tartalma. A nagyterhelésű tisztítóknál az iszap szárazanyagába akár 4,5-5 g/főd is felvételre belekerülhet. Ez a lakosonkénti nitrogénterhelésnek mintegy a 40 %-a. Ugyanez a kis terhelésű A2/O rendszereknél már nem több, mint 2,4-2,5 g/főd. Ha ezt a szennyvíziszapot anaerob rothasztóban tovább kezelik, mind a szerves anyagának, mind a nitrogéntartalmának a újra csak a fele kerül a maradékba. Ez már csak 1,2-1,3 g/főd, tehát az eredeti lakossági nitrogénterhelésnek maximálisan a 10-15 %-a (34. ábra). Hogy a komposztálás során ebből még milyen veszteség következik be, az a komposztálás függvénye, ami már a bevetőben említésre került.

C és N eltávolítás a szennyvíztisztításban



34. ábra A lakossági szennyvíz szerves C és N eltávolításának általános sémája.

A foszfor esetében hasonló veszteségekről alig beszélhetünk, ha a tisztításnál a foszfort megfelelően visszatartják a szennyvízből az iszapba. A foszfor azonban a hazai előírások szerint csak a nagyobb tisztítók esetében kerül mintegy 90 %-ban az iszapba. A kicsiknél a tisztított vízben maradhat akár a fele is. Nagyobb üzemeknél így napi 1,5 g P/főd növényi foszfor tápanyag kerülhet újr felhasználásra.

Ha figyelembe vesszük, hogy a nitrogéntápanyag ára jelenleg 250 Ft/kg, a foszforé pedig 641 Ft/kg, lakosonként mindkét elem esetében elég kis nyereségről beszélhetünk. Nagy telepeknél 0,4 Ft/főd a nitrogénnél, és közel 1 Ft/főd a foszfornál. Ha azonban figyelembe vesszük, hogy mintegy 8 fő szennyezőanyaga van egy köbméter szennyvízben, 3 Ft/m³d nitrogén és 8 Ft/m³d foszfor tápanyag nyereségről beszélhetünk. Ez a nyereség azonban a termőtalajban lassú ütemben hasznosul csak. A nitrogén felszabadulási sebességét már említettem, a foszforé azonban még több tényezőtől függ. A foszfor döntő hányada ugyanis szerves foszfátként, sejtben tárolt poli-foszfátként, kalcium-foszfátként, vagy a foszfor és szulfid kicsapata érdekeiben hozzáadott vas és alumínium foszfátjaként van a talajban. Az utóbbiakat a növények különösen nehezen tudják csak hasznosítani. Ettől függetlenül az összes tápanyag újrahasznosítás értéke a köbméter szennyvízre az 5-8 forintot is elérheti.

A szennyvíziszapok, vagy komposztok növényi tápanyag értékét a fenti számítással ellentétben mindig az iszap, vagy a komposzt nitrogén és foszfor tartalmából lehet legegyszerűbben kiszámítani. Jó példa lehet erre akármelyik fent vizsgált eset is, ha elfogadható pontossággal tudnánk a termékeik átlagos nitrogén és összes-P tartalmát. Persze becsülni is lehetne ezt az értéket az anyagmérlegekből, ismerve, abból hogy mind a nyers, mind a rothasztott iszapjuk szárazanyagának is mintegy 4-4,5 % körüli a nitrogéntartalma. A csepeli szennyvíztisztító rothasztott nyersiszapja szárazanyagának a nitrogén tartalma 4,26, összes-P tartalma 3,48 %, AL-oldható K₂O tartalma 0,14, míg AL-oldható P₂O₅ mennyisége 0,82 % Kádár és Draskovits (2012) adatai alapján. Ezekből az adatokkal számolva is megbecsülhetjük a vizsgált tisztítók kihelyezett termékeinek a nitrogén és hasznosítható foszfor tápanyag mennyiségeit, és azok tápanyagértékét. A fent említettek miatt a számításnál csak az ammónlaktát-ecetsav oldható (könnyen hasznosítható) AL-oldható P₂O₅ tartalmat vettem figyelembe.

- Gyöngyösön nem számolva veszteséget a komposztálásnál, 2,4 t/d iszap szárazanyagból 102 kg N és 20 kg P₂O₅ vagy 8 kg P kerülhet átlagosan naponta újrahasznosításra a komposzttal vagy nyersiszappal. Ennek az értéke 250 Ft/kg N és 641 Ft/kg P fajlagossal (Kádár és Draskovics, 2012) számolva 25500, és 5128, összesen 30628 Ft/d. Ezzel szemben az üzem szűkített költsége (beruházás amortizációja nélkül) a hasznosításnál 43660 Ft/d.

- Sopronban a gyöngyösi analógiájára 57640 Ft/d a nitrogénre és 11600 Ft/d a foszforra számítható érték, ami együtt 69230 Ft/d. Ezzel szemben a víztelenített iszap hasznosítása a tisztítónak hasonlóan szűkített költségben, 66834 Ft/d az iszapköltséget jelent.
- Veszprémnél ugyan az ilyen számításnak látszólag nincs értelme, mert nem hasznosul az iszap a mezőgazdaságban. Itt egyébként 51000 Ft/d körül van az összes N és P tápanyag érték, szemben a 31000 Ft napi elhelyezési költséggel.
- Pápán a 4,6 t/d iszap szárazanyagra 58700 Ft/d az iszap tápanyag érték adódik. Nem pontosítja ugyanakkor az üzem az aktuális iszapköltségét.
- Szombathelyen 6,8 t iszap szárazanyagra 86780 Ft/d ez az érték. Az iszaphasznosítás szűkített költségét ez az üzem sem tette publikussá.

11.7 A szennyvíziszap komposzt hasznosítási problémái a mezőgazdaságban

A mezőgazdaság a szennyvíziszapokat valószínűleg széles körben hasznosítaná, ha nem gátolnák azt az érvényes jogszabályok, továbbá a konkurencia esetenkénti félelemkeltése. A szennyvíziszap komposzt kereskedelmi forgalmazásának a jövőben sem valószínű, hogy lesz lehetősége, sőt ha a jelenlegi forgalomban kapható komposztokat is részletesebben megvizsgálnák, valószínű, sok terméknél komoly hiányosságok merülnének fel.

A szennyvíziszap komposztnál az első probléma talán abból adódik, hogy az előírás annak a cink és réztartalmát olyan alacsonyra limitálja, ami alá igen nehéz lemenni. A lakossági szennyvíziszapok átlagos cinktartalma valahol 800, réztartalma 400 mg/kg szárazanyag körül alakul. Persze jóval több is lehet, mert a már hivatkozott csepeli szennyvíztisztító rothasztott iszapmintáiban az 1136 és 788 mg/kg szárazanyag (Kádár és Draskovits, 2012). Hogy ezekkel csak 100 mg/kg szárazanyag alá kerülhessünk, szinte irreális hígítás kellene a komposztálás során. A segédanyag és az iszap szerves része ugyanis nagymértékben bomlik, ezek a fémek viszont helyben maradnak. Egyébként a cink antagonistikus eleme az iszapban levő foszfor, így meggondolandó annak a túlzott limitálása, no meg a termőtalajaink egyébként is meglehetősen cinkhiányosak. A szennyvíziszap fémtartalmának a termőtalajba juttatása egyébként ott nagyon hosszú folyamatos elhelyezést tenne lehetővé, nem is beszélve azok mikroelem hiányáról (Kárpáti, 200; Kádár és Draskovits, 2012; Vajda, 2012).

További problémája a komposztnak a sterilitása, valamint a TPH tartalma. Az első a komposztálás hőszínezetével, vagy hőntartásával biztosítható, de bármikor fennáll a kellően nem sterilizált komposztterek anyagaitól történő visszafertőződés veszélye. A komposztálódás érési fázisában ugyan a gombák tevékenysége révén penicillin anyagok is keletkeznek, melyeknek némi fertőtlenítő hatása érvényesül, de a visszafertőződés veszélye ekkor is fennáll. Kérdés, hogy az ellenőrző vizsgálatokhoz a mintavétel hova, s a ciklikus komposztálásnál mikorra írják elő. Talán ezt sem ártana a szabályozásnak a jövőben pontosítani. A TPH tartalom ellen egyébként megfelelő bakteriális beoltás segíthet.

A szennyvíziszap komposztálása során egyébként a segédanyagok, elsősorban lignocellulóz lebontásának a gyorsítására szokásos oltó tenyészetet adagolni (pl. *Pseudomonas putida*). Ilyen újraoltás a gyorskomposzt későbbi, érési fázisában is hasznos. Akkor elsősorban a magasabb hőmérsékletet kevésbé tűrő baktériumtörzsekkel. A jó komposzt hosszabb távon éppen ezek elszaporodásával a talajban, javítja a növények szármagadványainak az ottani lebomlását, komposztálódását, minimalizálva az esetleges pentozán hatást.

Hasonlóan javítható, bár ritkán alkalmazott a komposzt minőségjavítása azotobakter fajok adagolásával (pl. *Azotobacter chroococcum*). Ezek a komposzt, illetőleg a talajba kerülve annak a nitrogéntartalmát növelik. Ugyanígy kedvező hatású a komposzt, valamint a talaj esetében is a foszformobilizálására szóba jöhető *Bacillus megaterium* adagolása. Adagolása a komposztálásnál nem gyakorlat, talajnál az utóbbi évtizedben terjed (Vajda, 2012). A talaj mikroorganizmusai tápanyag immobilizáló tevékenysége nélkül ugyanis a tápanyagok felvétele igen korlátozott, még ha a felvételben a növényzet gyökerei által termelt savaknak, enzimeknek is jelentős szerepük van. Ez alól csak a nitrogén a kivétel, amiért is a növénytermesztésben a fejtrágyázás az utóbbi évtizedekben népszerűvé vált.

A komposztok növényi tápanyag ellátás és talajbiológia javító hatásával kapcsolatosan a szennyvíziszap komposztálója és annak a felhasználója még alig tárgyalóképesek. Ahol a komposztálást mezőgazdasági szakemberek irányítják, talán jobb a helyzet. Adódhat ez abból is, hogy jobban megértik az átfedéseket, lehetőségeket, jobban felmérhetik a komposzt talajbiológiai hatását, használatából adódó hosszabb távú nyereséget. Sajnos a bemutatott

példák szerint azonban ma még elsősorban az elhelyezés költségei a meghatározók.

A szennyvíziszap komposzt ellen még egy félelem él az emberekben. A lakosság által felhasznált gyógyszerek szennyvíziszapba kerülő maradványa. Érdekes, hogy a vízben maradó rész látszólag kevésbé izgatja földünk népességét. Ezzel kapcsolatosan talán az lehet valamelyest megnyugtató, hogy a tápanyagainkat előállító állatok ugyanúgy ki vannak téve a gyógyszereknek, s a belőlük a trágyába kerülő gyógyszermaradvány az eddigiek alapján a talajban nem okozott komolyabb problémát. Nincs is korlátozása az állati trágyák mezőgazdasági hasznosításának, holott az állatok növekedés serkentésére, egészségének védelmére felhasznált anyagoknak mintegy 30-90 %-a változatlan, vagy alig módosult formában az állati trágyába kerül (Motoyama et al. (2011). Magyarázat erre éppen a talajok hatalmas adaptációs készsége, ami sok-sok évezred folyamán alakult, aklimatizálódott mai állapotába. Ilyen értelemben az emberi fogyasztású gyógyszerek legvégül szennyvíziszapba kerülő hányada sem valószínű, hogy a komposztálás során történő lebomlása után ennél nagyobb problémát jelentene (Barbané et al. 2009; Motoyama et al. (2011). A növény az említett bonyolult tápanyagfelvétellel egyébként is tovább szelektál a termékbe kerülő anyagok tekintetében. Ezen túl a növény állat vonalon is van egy szelekció a táplálékláncban az ember, mint végfogyasztó előtt. A gyógyszerek maradványainak a környezeti kockázatát ha nagyon pontosítani akarnánk, talán az élelmiszereknél kellene kezdeni a vizsgálatot.

11.8 Összefoglalás

Látható a fenti példákból, hogy az iszapkomposztálás és elhelyezés költségei évről-évre dinamikusan változhatnak, amit a piac kereslete, kínálata és a szabályozók változása befolyásol. Utóbbiba még az állami támogatási rendszer változása, sőt a hatósági alkalmazottak hozzáállása is beleérthető.

Ma a fentiekben részletezett költségek biztosításánál fontosabb kérdés a szennyvíziszap komposzt termőtalajba juttatásának a költségfedezete, amit az állam, vagy központi költségvetés nem támogat. A termelés, értékesítés ugyanakkor ki van téve a piaci versenynek, miközben a termelő nem biztos, hogy megfelelően látja az iszapkomposzt tápanyagtartalma termékhozam növelő, és egyéb kedvező hatását. Ilyen például a különböző szennyvíziszapok

és iszapkomposztok pontos makro-, mezo- és mikro-tápanyag tartalma, s a talajainknál azokkal elérhető hatások.

A gyógyszeriparnak bizonyára nem érdeke, hogy a mikro-tápanyag ellátásban javulás álljon be, mert az USA kongresszusa már 1927-ben deklarálta mezőgazdasági talajaik mikro-tápanyaghiányát, s máig nem sikerült a pótlásban különösebb eredményeket elérniük. Talán hátráltató tényezője az iszapkomposzt hasznosításnak az is, hogy a mezőgazdasággal szemben a lakossági szennyvíztisztítás be tudja építeni az iszapköltségeit a vízdíjakba, megfizettetve azt az ivóvizet fogyasztó lakossággal. Az utóbbi költséghatásairól igyekezett ez az anyag néhány példát bemutatni.

11.9 Köszönet

A projekt a Baross Gábor Program 2009. évi Kutatás-fejlesztési infrastruktúra fejlesztése pályázat keretében a KD_INFRA_09-SZVISZAP (Magyarországi szennyvíziszapok jellemzése a nehézfém-tartalom csökkentés szemszögéből) projekt keretében jöhetett létre a Nemzeti Kutatási és Technológiai Hivatal (Nemzeti Innovációs Hivatal) támogatásával, a Kutatási és Technológiai Innovációs Alap finanszírozásában, a Pannon Egyetem Mérnöki Karának Környezetmérnöki Intézetében.

11.10 Hivatkozások

- Barbané, S. – Brar, S.K. – Tyagi, R.D. – Beauschesne, I. – Surrampalli, R.Y. (2009) Pre-treatment and bioconversion of wastewater sludge to value-added product – Fate of endocrine disrupting compounds. *Sci. of the Total Environment*, 407 (2009) 1471-1488.
- Kádár, I. – Draskovits, E. (2012) A szennyvíz és szennyvíziszap elemforgalmáról. *Hírcsatorna* (7-8) 12-17.
- Kárpáti, Á. (Szerk.) (2002) Szennyvíziszap rothasztás és komposztálás. Tanulmány gyűjtemény No. 6. Veszprémi Egyetem, KMKT Tanszék (2002), pp. 96.
- Kárpáti, Á. (2009) Szennyvíziszap és termékeinek mezőgazdasági hasznosítása, várható hatásaik. *Biohulladék*, 4 (3) 17-19.
- Motoyama, M. – Nakagawa, S. – Tanoue, R. – Sato, Y. – Nomiya, K. – Shinohara, R. (2011) Residues of pharmaceutical products in recycled organic manure produced from sewage sludge and solid waste from

Pannon Egyetem
Környezetmérnöki Szak

Környezetmérnöki Tudástár
XXXVII. kötet

Sorozatszerkesztő:
Dr. Domokos Endre

livestock and relationship to their fermentation level. Chemosphere 84
(2011) 432-438.

Vajda, S. (2012) A beforgatott jövő – Talajbiológiai és baktériumtrágyázási
ismeretek mindenkinek. Phylazonit Kft. Nyíregyháza

Megjelent a MASZESZ Hírcsatornában 2012-ben

12 Membrántechnológia beillesztésének lehetőségei a szennyvíztisztítók üzemmenetébe

Dr. Kárpáti Árpád
Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet
2017. június

12.1 Bevezető

A korszerű szennyvíztisztítás több mint száz éves fejlődés során kialakult biotechnológia. A kezdetek valójában a biotechnológiát is nélkülözték, hiszen egyszerű fizikai szeparációt, gravitációs ülepitést, majd a felső, lebegő részekről megtisztított rész befogadóba vezetését jelentette. A membrántechnológia a membránszűrés sok irányban fejlődő alkalmazása, területenként nagyon eltérő kombinációival igen speciális műszaki megoldásokkal. A szennyvíztisztításnál kezdetben membránokat csak az iszapos víz szűrésére használták. Ma már a membránnal történő oxigén, vagy levegőbevitel esetén ugyanakkor a speciális biológiai, biofilm kialakítása a meghatározó feladata a vízoldalán.

Az elmúlt század kezdetén igen gyorsan pontosították a szennyvízben lejátszódó biológiai folyamatokat, a mikroorganizmusokkal történős szerves anyag immobilizációt. Kiderítették, hogy az emberek kiválasztási maradékával a szennyvízbe juttatott mikroorganizmusok megfelelő levegőellátásával a finomabb lebegő részekkel együtt az oldott szerves anyagok jól flokkuláló szilárd terméké („maradékká”), iszappá alakíthatók, s ülepitéssel eltávolíthatók a vízből. Az iszapba kerülnek így a biológiailag nem bontható eredeti lebegő részek, az élő és elhalt mikroorganizmusok, valamint rosszul oldódó biológiai termékeik is.

Az előülepités célszerűségét a hagyományos rendszereknél azok levegő, s azzal együtt energiaigénye kapcsán hamarosan felismerték. Beiktatásával ugyanakkor primer és szekunder iszap is termelődik a tisztítás során. Az utóbbi recirkulációjának, többszöri hasznosításának szabadalmaztatása eredményezte 1914-ben az eleveniszapos szennyvíztisztítás (Activated Sludge Treatment – AS) kialakítását, majd robbanásszerű fejlődését. Természetesen ez egy másik iszapfajtának, a szekunder iszapnak az ülepitési igényét, s a vele járó problémáit is eredményezte a gravitációs ülepitésnél. Az ülepitőben az iszap kis mértékben sűrűsödik is (1 % szárazanyag = 10 g/l), ami recirkulációjával biztosíthatja, hogy

a levegőztetett reaktorban (medencében) az iszapkoncentráció ennek a fele értékét (4-5 g/l) is elérhesse.

A biológia szennyvíztisztító teljesítményét az abban dolgozó mikroorganizmus-tömeg határozza meg. Aerob tisztításnál természetesen annak az oxigénellátottságával egyetemben. Éppen ezt az iszaptömeget, vagy iszapkoncentrációt befolyásolja alapvetően a keletkező iszap ülepezhetősége, sűrítetősége, mind az aerob, mind az anaerob tisztítóknál. Hosszú évtizedekig a gravitáción túl más iszapülepezítésre, sűrítésre nem gondolt a gyakorlat, holott a nyersvíz egyre finomabb szűrése az előülepezítés előtt általánossá vált. A szűrés minőségi javítására azután éppen a szűrők, membránok fejlődésével előbb az aerob tisztításnál, majd az anaerob rendszereknél is sor került. Az előbbieknél elsődleges célja a tisztított víz minőségének a javítása, esetleges tisztított víz újrafelhasználás érdekében, valamint a tisztítóban levő iszaptömeg (térfogati kapacitás) növelése volt. Ma mindegyik fontos, hiszen a térfogati teljesítmény növelése mellett a szűrt, tisztított elfolyó víz minősége, szerves anyag tartalmának és fertőzőképességének a csökkentése is meghatározó. Lehet ugyanis, hogy az igen közeli jövőben az így tisztított lakossági szennyvizeink lakossági újrahasznosítására is szükség lesz. Membrán szűrős anaerob biológiai tisztításnál ugyanakkor az iszapvisszatartás az elsődleges cél, a szűrt nyers vízből történő energia kihozatal maximálása érdekében. Ilyen megoldásnál persze az iszapmaradék, vagy iszapmaradék eleve minimális. Természetesen az ultraszűrt víz minősége ilyenkor is messze jobb, mint az ülepezítetté, de az anaerob folyamatok miatt kis molekulatömegű oldott szerves maradékokat nagyobb mennyiségben tartalmazhat, amit az ultraszűrő kevésbé tud visszatartani. Az ilyen tisztítás vize az ammónium és foszfát tartalma miatt célszerűen mezőgazdasági újrahasznosításra kerülhet, öntözésre, növényi tápanyag visszaforgatásra.

Az aerob tisztítás iszapjainak a további feldolgozása (rothasztása) annak a sűrítetőségétől egyébként nagyon sokáig alig függött, holott annak a koncentráció növelése volt az egyetlen lehetőség a rothasztók méretének csökkentésére. Az előrelépést a nyers szekunder iszap sűrítése vonalán a polielektrolitok megjelenése jelentette. Ezekkel kis térfogatban (mechanikus elővíztelenítés műanyag szűrőszalagon) elérhető lett a mintegy 6 % iszap szárazanyag tartalom, melyet azután a gázbuborékok (metán és széndioxid) megfelelő feláramlásának biztosítása miatt tovább nem is célszerű növelni. Később természetesen a centrifugálás elősűrítés is kialakult a gyakorlatban, de ez is hasonló nyersanyagot kellett biztosítson az iszaprothasztáshoz.

Membránszűrésre a nyers iszap sűrítésénél semmi szükség, költsége miatt célszerűtlen is.

Az elmúlt évszázad 60-70-es éveinek fordulójáig az aerob szennyvíztisztítás biotechnológiájában a szerves anyag mellett az iszapképzéshez felesleges mennyiségben jelenlevő növényi tápanyagok (ammónium, nitrát, foszfát) eltávolítási lehetőségeinek a kidolgozása volt a feladat. A nitrogén biológiai eltávolítása mintegy a lakossági szennyvíz nitrogéntartalmának közel 80 %-áig egyszerűen megoldható lett. A többi nitrogén azonban a tisztított szennyvízzel nitrátként került a befogadóba. A foszfor esetében a 70-es évek közepére kidolgozott biológiai többletfoszfor eltávolítása elméletileg ugyan akár teljes is lehetne, de a szennyvízminőség ciklikus változása, s a biológiai rendszer nehéz szabályozhatósága miatt ritkán tud ilyen biztonsággal működni. A megfelelő foszfor eltávolítás ugyanakkor vegyszeres kicsapatással könnyen biztosítható. Az utóbbi egyetlen hátránya, hogy jelentősen növeli a rothasztás után maradó iszap mennyiségét, költségigényét. Az utóbbi a maradék mezőgazdasági hasznosíthatóságának túlszabályozottsága miatt napjainkban már a szennyvíztisztítás költségigényének már akár a felét is kiteheti.

A nitrogén és foszfor ilyen eltávolítása egyébként jelentősen megnövelte a tisztító medencéiben szükséges iszaptömeget, illetőleg ezzel a medencék térfogatigényét. Az utóbbi csökkentésére két megoldás adódott. Vagy az eleveniszapba „beágyazott”, célszerűen mozgó biofilmekkel lehet csökkenteni azt (hibrid eleveniszapos - biofilmes tisztítás – a 80-as évek közepétől), vagy az iszap valamilyen mechanikus szűrése, sűrítése az utóülepítés helyett. Mindkettő jelentős fejlődésnek indult, s napjainkra jól üzemelő megoldásokat eredményezett. Az első az anerob granulált iszap analógiájára kifejlesztett változatában (aerob granulált iszap) napjainkban terjed robbanásszerűen. Az utóbbi térfogati teljesítménye ugyanakkor alig haladja meg a hagyományos eleveniszapos rendszerekét, iszaphozama szinte azonos. Hasonló, vagy alig jobb térfogati teljesítményt érnek el a nyolcvanas évektől kezdődően kifejlesztett biofilmhordozós hibrid (MBBR és IFA) rendszerek is. Természetesen ezek valamennyi jól tervezett és jól üzemeltetett változata biztosítani tudja a jelenleg megkövetelt szerves anyag és növényi tápanyag eltávolítást a lakossági szennyvizekből.

Tovább lépést utánuk az ugyancsak nyolcvanas évektől kifejlesztett finomszűrők (mikroszűrés/ultraszűrés) biztosítottak, hiszen mintegy 2-4-szeresére növelték a levegőztető medencében kialakítható iszapkoncentrációt. A gyakorlat sajnos

bebizonyította, hogy a fenti szűréseknek, a szűrők anyagától csaknem függetlenül van egy kellemetlen velejárója. Ez a szűrők eltömődése, s szűrési teljesítményének gyors csökkenése. Ezen részben az eltömődés sebességének a különböző megoldásokkal történő csökkentésével, részben a szűrő ciklikus üzemeltetésével, visszaöblítésével sikerült javítani. Ezzel együtt nem célszerű a membránszűrésnél levegőztető medencében az iszapkoncentrációt 10 g/l fölé növelni megfelelő permeabilitás tartásához. Fölötte az eldugulás veszélye egyre fokozódik, s kiküszöbölésének lehetősége egyre nehezebb, költségesebb.

Ultraszűrése esetén az iszap jellege, összetétele nagyon eltérő a jól flokkuláló eleveniszapétól. A szerves anyag mellett a víz nagyobb mértékben kiszűrt szervesetlen komponensei jelentősen növelik annak az inert hányadát. Emellett a mikroorganizmusok nagyobb, ragadós inert poliszacharid (Extracellular Polimeric Substrate - EPS) termelés is jobban visszamarad a szűrt iszapban. Ezért, és az eltérő levegőztetés miatt is, ilyen esetben az iszapterhelést (relatív iszapterhelés – $L_{sp}=M_x/P_x$) kisebb értéken kell tartani, mint az eleveniszapnál. A nagyobb iszapkoncentráció ellenére ezért alig növelhető a membrán bioreaktoros (MBR) tisztítás térfogati teljesítménye a hagyományos eleveniszaposaké fölé. A két megoldás közötti lényeges különbség ugyanakkor a tisztított víz szerves anyag, valamint mikroorganizmus tartalmában jelentkezik. Gravitációs ülepitéssel 30-40 mg KOI/l szerves anyag egyenérték érhető csak el, míg ultraszűréssel annak a harmada. Általánosan megállapították, hogy a jobb szerves anyag eltávolítás a mikro-szennyezők (gyógyszermaradványok, háztartási vegyszerek) jobb eltávolítását is jelenti a jobb iszap adaptáció és oldott makromolekula szűrés eredményeként. A baktériumok teljes eltávolítása egyidejűleg a víz fertőzőképességének a jelentős csökkenését is eredményezi.

A szűrőmembránok alkalmazásának azonban hamarosan újabb lehetősége nyílt a szennyvíztisztítás anaerob változatánál. Ez korábban a meleg, koncentrált ipari vizeknél volt használatban. Feláramló „iszappaplanos” (UASB), vagy granulált iszapos megoldásként (EGBR) alkalmazták. A lakossági szennyvizeknél a kisebb szerves anyag koncentráció és vízhőmérséklet miatt csak az utóbbi évtizedekben próbálják bevezetni. Mivel az utóbbi esetben a lassúbb, többlépcsős biológiai átalakítás miatt az iszapszaporulat is kisebb, a membrán előnyt jelent a mikroorganizmusok visszatartása révén. Ennek az iránynak lehet egy további kibontakozása a lakossági szennyvizek közvetlen anaerob tisztítása, éppen az abban levő szerves anyag energiájának a jobb hasznosítása érdekében. Hogy ezt még egy elsődleges heterotrof, vagy fototrof növényi tápanyag eltávolítás, asszimiláció is megelőzi-e majd a jövőben, nem is

a szennyvíz minőségétől, hanem az anaerob lépcsőt követő növényi tápanyag eltávolításnak, újrahasznosításnak az igényétől fog függeni. Az N és P eltávolítás azonban ilyenkor akár el is hagyható, ha a tisztított víz közvetlen öntözéses felhasználásra kerülhet.

A membránszűréssel történő iszap-szeparációnál víz transzportja a legtöbb üzemelő megoldásnál az iszapos fázisból a membrán belsejében kialakított csövecskékbe, kapillárisokba történik. Az áramlás iránya fordított is lehet, azonban ahhoz nagyobb kapilláris átmérő és lényegesen eltérő szűrőegység kialakítás is kell. Az utóbbi membránokat nem lehet a közvetlenül a bioreaktorba tenni, mindig mellékági szeparációra, szűrésre van szükség. Ezen túl a membrán-szeparáció történhet lapmembránokkal is. A kapilláris membránok, persze nem csak a víz szűrésére, hanem oxigén, vagy levegő bevitelére is szóba jöhetnek. Ezeknek még kisebb lehet a kapilláris átmérője, bár a köpenyrészen kialakítandó mechanikus erősítés végül is elég vastaggá teszi a membráncsövecskéket. Ez utóbbiak a speciális biofilmréteg kialakulását is generálják akár csak a merev, vagy szivacszerű statikus, vagy dinamikus biofilm hordozók. Mindegyik esetben a biofilmek oxigénellátása a meghatározó. Míg a hordozós biofilmeknél ez diffúzióval történik a folyadékfázisból, a levegőztető membránok külső felületén kialakuló biofilmeknél viszont a membránon keresztül történő gázbevezetéssel, döntően konvekcióval. Az utóbbi tisztítási változatnál persze az iszapos víz tisztítására még egy, vízsűrítő membránt is szükségszerű a rendszerbe építeni, bár elvileg egy gravitációs utőüleptés is elegendő lehet. Utóbbinál azonban a tisztított víz minősége összehasonlíthatatlanul gyengébb lesz.

12.2 A szennyvíztisztítás biológiája

A szennyvíz tisztítása, mint a bevezető is említette két meghatározó lépésből áll. A szerves szennyezők mikroorganizmusokkal történő biológiai átalakításból, immobilizációjából, valamint az így keletkezett iszap vizes fázistól való elkülönítéséből. Az első lehet aerob és anaerob, az utóbbi gravitációs üleptés, valamint mikroszűrés/ultraszűrés. Ezek mellett a szennyvíztisztítás kiegészítő részei a durva szűrés, előüleptés, iszap előkészítés rothasztásra, különböző iszapsűrítési és víztelenítési műveletek. A rothasztott iszapok komposztálása, iszapelhelyezés, hasznosítás a tisztítástól élesen elválasztható, de esetenként a tisztítók feladataként, költségeként jelentkeznek. Az ipari szennyvizek tisztítása részben elkülönül a lakosságitól, részben annak szerves részét is képezheti.

Szeparált tisztítására általában akkor kerül sor, ha abban nagy koncentrációban vannak jól bontható szerves anyagok (anaerob tisztítás), vagy nagyobb koncentrációba a lakossági tisztítóban igen lassan lebomló, netán káros hatású szennyezők. Mindkét esetben az így előtisztított ipari szennyvizek befejező tisztítása rendszerint a lakossági tisztítókra marad. Az ipari szennyvizeknek a lakosságénál sokkal komplikáltabb előtisztítás igénye is lehet az általános, befejező biológiai lépcső előtt. Alapvető azonban, hogy valamennyi biológiai tisztításhoz megfelelő mikroorganizmus tenyészet szükséges. Ez valahonnan természetes, vagy mesterséges beoltással kerül a tisztítóba, ahol kellően elszaporodik, adaptálódik az adott szennyvíz tisztítására. Szekunder iszapmaradékaik tovább-feldolgozására is gyakran a lakossági tisztító iszapfeldolgozásra rendszeresített egységében az iszaprothasztóban kerülhet sor. Ilyen értelemben a lakossági tisztító rothasztás utáni iszapmaradékában akkumulálódik a szennyvizekbe kerülő nehézfémek, és a le nem bomlott szerves anyagok és maradékaik döntő része.

12.3 Tápanyag eltávolítása a szennyvíztisztításban

A szerves és növényi tápanyagok lakossági szennyvíztisztítóban történő lebontásához szükséges mikroorganizmusoknak a meghatározó forrása a lakosság kiválasztási maradéka. Az több-kevesebb idő alatt ér el a szennyvíztisztítóba. Eközben állaga, mikroorganizmus összetétele valamelyest szükségszerűen módosul is. A bélrendszer anaerob környezetéből kikerülő heterotrof mikroorganizmusok a környezet lehetőségeinek megfelelően mind anaerob, mind aerob módon szaporodnak a szennyvízcsatornában. Mivel az aerobok osztódási idejük mintegy fél óra, a közcsatorna 4-10 órás átlagos tartózkodási ideje alatt mennyiségük sokszorozódik. A közcsatornában azonban átlagosan 6-7 óra alatt teljesen elfogy az oxigén, s azután az anaerob szaporodás válik dominánssá. Pontosabban a víz és iszapfázisában ezek a folyamatok szimultán mennek végbe. Az anaerob folyamatokat megelőzően a szulfát oxigénjét kivonva kénhidrogén termelés indul be, miközben a szerves anyagok hidrolízise is folyamatos. A fehérjék hidrolízisének is kénhidrogén termelődik, ami a környezetnek megfelelően időszakosan akár oxidálódhat is.

A közcsatornából a szennyvíztisztítóba érkező szennyvíz a durva darabos részek szűrését követően rendszerint levegőztetett homokfogón keresztül jut a még ülepíthető méretű és fajsúlyú részeket leválasztó előülepítőbe. Az előülepítést megelőző levegőztetés a kénhidrogén oxidációját is biztosíthatja, ami a biológiai

oxidáció során a nitrifikáló mikroorganizmusokra mérgező hatású. Az előülepítés általában a szerves szennyező anyagok (KOI) 30-50 %-át tudja eltávolítani, az ülepítés ideje (HRT) függvényében.

A tisztító biológiai, úgynevezett másodfokú tisztítást végző egységében/egységeiben kerül sor az előülepítőben ki nem ülepedett lebegő, valamint az oldott szerves anyagok biológiai átalakítására. Azok mintegy felének az oxidációja révén a heterotrof mikroorganizmusok a teljes szerves anyag mennyiséget jól flokkuláló és ülepíthető, lebegő iszappá alakítják. A sejtek nitrogén és foszfor beépítése azonban korlátozott, azok egy része oldatban marad ammóniumként, valamint orto-, és poli-foszfátként. Az úgynevezett iszappelyhek az élő, szaporodó, valamint elhalt sejtek mellett az élők által egy folyamatosan termelődő extracelluláris polimer terméket (EPS) is tartalmaznak. Ennek a funkciója részben a tápanyagok részecskéink, molekuláinak a sejtek közelében történő rögzítése, részben ma még nem kellően pontosított tápanyagtárolás is. Ezek a polimer anyagok ugyanis lassan, de valamilyen mértékben biológiailag tovább is bomlanak, ismételten felhasználásra kerülnek. Aerob biológiát követő iszapülepítés esetén a vizes fázisban viszonylag kevés bonthatatlan, vagy nehezen bontható lebegő formájú szerves anyag, netán éppen a fent említett extracelluláris polimer kolloid oldata marad. A gravitációs ülepítésnél ugyanakkor elkerülhetetlen kisebb mennyiségű szabadon úszó rész, mikroorganizmus visszamaradása is.

A szennyvíz ammónium és szerves nitrogén tartalma a biológiai tisztítóban az autotrof ammónium-oxidálók révén nitritté, majd nitráttá alakul. A nitrát redukcióját viszont oxigénmentes környezetben a szerves anyag oxidációját végző heterotrof szervezetek biztosítani tudják, ha ahhoz megfelelő mennyiségű, könnyen bontható szerves anyag is rendelkezésükre áll. Ezt biztosítandó született meg a múlt század hatvanas éveinek az elején az úgynevezett elő-denitrifikációs eleveniszapos szennyvíztisztítás. Mintegy 10 év múlva azután a foszforeltávolítás biológiai úton történő növelésének lehetőségét is felismerték, üzemeltették, amely a nem levegőztetett, úgynevezett anoxikus, valamint a levegőztetett oxikus medencetér mellett egy sem oxigént, sem nitrátot nem tartalmazó eleveniszapos medencetér kialakítását tette szükségessé. Az úgynevezett biológiai többletfoszfor felvételt (BEPR), vagy eltávolítást ugyanis a szerves anyagot hasznosító heterotrofoknak egy szelektíven elszaporítható csoportja biztosíthatja. Ezek a tápanyagokra még igényesebbek, hiszen döntően csak ecetsavat hasznosítanak szerves tápanyag

betárolásra, majd annak az energiájával lesznek képesek az oxikus környezetben a többletfoszfor felvételére, akkumulálására, betárolására.

12.4 Lebegő iszapban és biofilmben történő mikroorganizmus szaporodás

A tisztított szennyvíz lebegő iszapja úgy jön létre, hogy a felületükön nyálkás tapadó polimer réteget tartalmazó mikroorganizmusok szükségszerűen szorosabb-tágabb kapcsolatba kerülnek egymással, valamilyen mértékben összeragadnak. A köztük fellépő kötőerők azonban annyira gyengék, hogy kisebb nagyobb egységeiket a folyamatosan levegőztetett, turbulens víz elszakítja egymástól, s így különböző nagyságú egységeket képeznek. A sejtek mérete maximálisan 1-2 mikron, míg a pelyhek mérete 30-130 mikron közötti, statisztikus eloszlásban. Egy pehelyben tehát nagyon sok mikroorganizmus dinamikus együttélése valósul meg, miközben a folyadék konvekciója, s a pelyhek belsejében domináns diffúzió révén azért a pelyhek döntő része szerves tápanyaggal és oxigénnel elég jól látott. 0,2 mg/l oldott oxigén koncentráció (DO) fölött a heterotrofok szaporodását csak a szerves tápanyag ellátottságuk limitálja. Ez pedig a ragacsos felületi rétegükbe történő tapadás, majd hidrolízis révén kellően biztosítva van Ha az oxigén koncentrációja fél mg/l alá csökken, egyidejűleg a denitrifikáció (heterotrofok nitrát oxigénjének a hasznosítása) is beindul, tehát szimultán („külső” és belső denitrifikáció) alakulhat ki. A pehely esetlegesen oxigénmentes központi részében ilyenkor egyértelműen denitrifikáció folyik. A gyakorlat igazolta, hogy ennek a szimultán denitrifikációnak igen nagy szerepe van a nitrogéneltávolítás tekintetében, mert a nitrátos iszapos víz kizárólagos visszaforgatásával nehéz a napjainkban megkövetelt nitrogén határértékeket biztosítani.

12.5 Iszapvisszatartás és recirkuláció hagyományos és membránszűrős rendszereknél

A lakossági szennyvizek eleveniszapos szerves anyag és növényi tápanyag eltávolítása a fentiek miatt három medenceteret igényel (anaerob/anoxikus/aerob). Az első, anaerob térbe történik az üleptített iszap és nyersvíz bevezetése. Onnan kerül át a keverékük a második, anoxikus medencetérbe. Ide történik a nitrátos, iszapos víz (levegőztetett medence, vagy utőüleptítőbe átfolyó iszapos víz) recirkulációja. Ezekben a mikroorganizmusok

megfelelő tápanyagellátását keveréssel kell biztosítani. A harmadik, eleveniszapos medence a levegőztetett, melyet követően a korábbi évtizedekben kizárólagosan gravitációs ülepitéssel különítették el a tisztított vizet az iszaptól. Ma azonban a szűrőmembránok fejlődése révén már lehetőség adódik az ultraszűréssel történő iszapvisszatartásra is. Lévén a szűrő résmérete 0,02-0,04 mikron közötti, az szükségszerűen jobb iszap és makromolekula szeparációt, s azzal, jóval tisztább vizet biztosít. Igaz ez a mikrobiális fertőző ágensek visszatartására is. Az ultraszűrőn keresztül már gyakorlatilag csak a vírusok juthatnak ki a szennyvíztisztítóból.

A mikroorganizmus összetapadása azonban a folyadékfázis mellett annak a határoló felületein, vagy az abba belekerülő nagyobb inert részecskék felületén is megvalósulhat. Ha a részecske túlzottan kicsi, tehát a pehelyméret tartományba esik, egyszerűen beépülhet a pelyhekbe, s nem eredményez különösebb változást az így kialakuló pehelytömeg oxigénellátásában. Ha azonban annál lényegesen nagyobb, a mikroorganizmusok azon megtapadva tartósan összeálló biofilmet képesek alkotni. Az így kialakuló biofilm vastagsága a hidraulikus viszonyoktól függően a néhány tizedtől akár a 2-3 millimétert is elérheti. Rendszerint az ilyen biofilmek azonban fél és egy milliméter közötti vastagságúak. Ez már az iszappelyhekétől lényegesen különböző élettér kialakulását, együttélést eredményez az oxigén-diffúzió korlátossága miatt. Az oxigén ugyanis csak mintegy 40-80 mikron mélységben képes behatolni a biofilmekbe a pelyhek körül szabályozottan fenntartott oldott oxigén koncentráció (DO) függvényében. A heterotrof oxidáció és a nitrifikáció is csak a biofilm ilyen vastagságú felszíni rétegében alakulhat ki. Természetesen alatta a nitrát még biztosíthat oxigént a heterotrofoknak, az autotrofok szaporodása azonban már nem biztosított.

A mélyebb iszaprétegekben viszont az iszaphidrolízis, fermentáció révén a szerves anyag újrahasznosulásának a lehetőségére adódhat alkalom. Ennek megfelelően megállapítható, hogy a folyamatos betáplálású biofilmes rendszerekben a mikroorganizmusok rétegeződése révén a szerves anyag és nitrogéneltávolítás kedvezőbb is lehet, mint az eleveniszaposokban, a foszfor biológiai eltávolításának növelésére ugyanakkor nincs lehetőség. Ez utóbbi alól a legutolsóként kialakított aerob granulált iszapos biofilmes rendszerek a kivétel. Ezekben ugyanakkor a rendkívül jó iszapülepedés révén csak minimális idő, 10-15 perc kell az iszap megfelelő kiülepedéséhez. Ezért az utóbbiak vizsgálatunk tárgyát sem képezik.

Ugyancsak nem képezik vizsgálataink tárgyát a klasszikus biofilmes rendszerek, a csepegtetőtestek sem, hiszen azokban a leszakadó biofilm részeket ma is gravitációs utóülepítéssel távolítják el a folyadékfázisból. Ezek a tisztítók ma már éppen a nehéz szabályozhatóságuk, gyengébb tisztított víz minőségük, s a már említett biológia foszforeltávolítási korlátjaik miatt kiszorulnak a gyakorlatból. Az eleveniszapos-biofilmes hibrid rendszerekben ugyanakkor az ultraszűréssel történő iszap-szeparáció megoldható lenne, de az ilyen rendszereknél a membrán-szeparáció lehetőségét nem különösebben alkalmazzák.

Nem kívánok a fentiekén túl az utóüledéssel, illetőleg annak a különleges problémáival, mint az iszapduzzadás sem foglalkozni, hiszen azzal korábbi jegyzeteink már foglalkoztak.

Csak annyit jegyeznék meg, hogy az rendszerint tápanyaghiány eredménye, amiért az üledés előtti biológiát úgy kell üzemeltetni, hogy abban jól flokkuláló, megfelelő üledésre alkalmas iszap keletkezzen. Éppen az üledés problémáinak a kiküszöbölésére, no meg a víz tisztaságának fokozására váltak alkalmassá az utóbbi néhány évtizede kifejlesztett, s ma már széles gyakorlati alkalmazást nyert membránszűrők egyik típusa az ultraszűrők. A következő fejezetek ezek kifejlesztését, szennyvíztisztító rendszerbe történő beillesztését részletezik. A membránszűrős, iszap-szeparációs biológiai szennyvíztisztítókat általánosan membrán bioreaktoroknak nevezik. Emellett azonban a membránszűrők egyéb beépítési lehetősége is ismeretes a szennyvíztisztításba, ezeket itt csak említem.

12.6 Membránok egyéb felhasználása a szennyvíztisztításban

Ilyen a gázbevitelre, biokatalitikus és elektrokémiai átalakításoknál történő hasznosítása (Hai et al. 2013; Hai & Yamamoto, 2011; Judd, 2011). A gázdiffúziós membrán biológia reaktoroknál oxidáló és redukáló ágensek – levegő, oxigén, hidrogén, metán- bevezetésére kerülhet sor a szükséges átalakítások segítésére (Hwang et al. 2009). A biokatalitikus MBR esetében enzimek, vagy immobilizált sejtek alkalmazása történhet xenobiotikus komponensek eltávolítása, vagy éppen finomkémiai vegyszertermelés érdekében (Hai et al. 2013). Az elektrokémiai membrán reaktorok a szerves szennyezőkből történő elektromos energia előállítását teszik lehetővé (Logan & Rabaey, 2012). Az ultraszűrő membránok felhasználása azonban messze a leggyakoribb ma napjainkban az eleveniszapos szennyvíztisztításban. Ez ott a

tisztítást mintegy egylépcsőssé teszi, bár igen gyakran a szűrő nem az iszapos medencében, hanem egy elkülönített térrészben kerül elhelyezésre. Soha nem a nyers szennyvíz szűrésére használják, mert annál az eltömődés veszélye és a kis szűrőteljesítménye azt lehetetlenné teszi (Fuchs et al. 2005; Schrader et al. 2005). Annak a biológia átalakítása, iszappá konvertálása után azonban mindkét problémát kezelni lehet (Gallucci et al. 2011; Hai & Yamamoto, 2011).

12.7 A lakossági szennyvíz biológiai tisztításának helyzete, távlatai

A lakossági szennyvizek tisztítására egyértelműen legolcsóbb módszer a biológiai tisztítás. Sajnos ez is jelentős költségigény mindennapi életünkben, ezért a költségcsökkentése a jövő legfőbb feladata. Részbe szerves anyag, részben növényi tápanyag eltávolítást végez. Az első során részleges energia visszanyerés is folyik a nagyobb üzemekben az iszap rothasztása, biometanizálása révén. A jövőben ennek a mértékét kell fokozni, majd egy távolabbi lépcsőben a növényi tápanyagokat, elsősorban talán a foszfor visszanyerését is fokozni kell abból.

12.8 Hagyományos eleveniszapos tisztítás

A hagyományos eleveniszapos tisztítás a korábban bemutatott három, esetleg annál is több medenceteres eleveniszapos tisztítás akár az iszap ultraszűrővel történő szeparációjával, visszatartásával is. Elvében ide sorolhatjuk az eleveniszapos-biofilmes hibrid megoldásokat is bármilyen iszap-szeparációval, iszap-recirkulációval. Talán még a csepegtetőtestes tisztítás is megvalósítható lenne ultraszűréssel, de ott az iszap-recirkulációra napjaink megoldásainál alig van szükség. A gyakorlat hagyományos eleveniszapos megoldásoknál az ultraszűrés kellően igazolta előnyös hatását, ami persze a membránok fejlesztésével a jövőben tovább bővíthet.

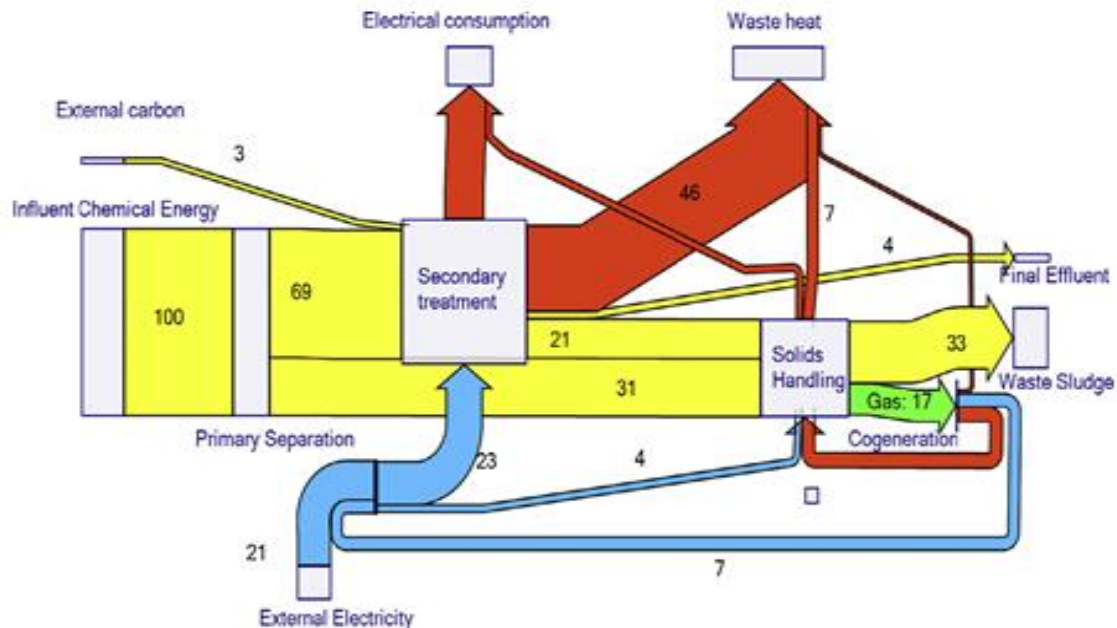
Jelenleg a világnak a döntő részén, ahol egyáltalán szennyvíztisztítás van, a lakossági szennyvizek tisztítása egyébként a kellően kiforrott eleveniszapos, utóülepítéssel történik. Ez időben kellően gyors, de jelentős beruházási és üzemeltetési, valamint energia- és vegyszerigényt jelent. Maga a levegőztetés a tisztítás energiaigényének a felét-háromnegyedét is kiteheti. Hasonlóan fontos ennek a tisztításnak a kapcsán, hogy az iszapkezelés és elhelyezés költsége viszont a teljes tisztítási költségnek akár a feléig is felmehet.

A koncentrált jól bontható szerves anyag tartalmú, elsősorban élelmiszeripari szennyvizek kezelésére, éppen ezért ha csak lehetséges korszerűbb, anaerob módszereket használnak. A keletkező biogáz az ipari üzemekben hasznosítható. A lakossági szennyvíziszapból ugyanakkor a tisztítás energiaigényének csak jó, ha a fele térül meg az iszap ilyen átalakításával.

A szennyvíztisztítás fajlagos energiaigényét általánosan a tisztított szennyvíz térfogatára adják meg. Ugyanakkor a levegőztetés energiaigénye a szennyezettségétől függ. Ebből is adódnak az esetenként jelentős eltérések az energiaigényben. Az is egyértelmű, hogy az ilyen fajlagos az üzemmérettel csökken. Hazánkban erre vonatkozóan Sütő Vilmos és kecskeméti munkatársai készítettek a MAVÍZ szervezésében felmérést. Igen széles körű felmérés alapján talán McCarty és munkatársai (2011) átlagos adatai lehetnek kellően jellemzően a különböző lakossági szennyvíztisztítások fajlagos energiaigényére. Eszerint egy ilyen szennyvíztisztítást, növényi tápanyag eltávolítást biztosító eleveniszapos, anaerob iszaprothasztóval is rendelkező rendszerrel $0,6 \text{ kWh/m}^3$ az átlagos fajlagos energiafelhasználás Ennek fele a levegőbevitelre fordítódik. Logan (2008) szerint ez az energiaigény valamivel kevesebb, de $0,3$ és $0,6 \text{ kWh/m}^3$ között mozog. Az USA szennyvizei egyébként a hazai szennyvizeinknél hígabbak. A tartomány jól egyezik a MAVÍZ hazai felmérésének a nagyobb tisztítóknál mért adataival. Az anaerob iszaprothasztásnál keletkező biogáz a tisztítás energiaigényének hazánkban a negyedét-felét tudja biztosítani. Ebben az is benne van, hogy a gázmotorokkal villamos energiaként csak a gáz energiájának a 35-45 % közötti hányadát lehet visszakapni. A többi döntően hőenergiaként kerül valamiképpen újrafelhasználásra, vagy veszendőbe.

Foley és társai (2010) átlagos lakossági szennyvíz anaerob/anoxikus/aerob kiépítéssel (elő-denitrifikálással, négyszeres belső recirkulációval és 0,7-szeres iszap recirkulációval, $3,5 \text{ g/l}$ iszapkoncentrációval és 15 napos iszapkorral történő tisztítását vizsgálták. Az előülepített és szekunder iszap is elősűrítésre került, melyet mezofil iszaprothasztás követett 22 napos HRT-vel. Ekkor a teljes energiaigény 49 %-a a levegőztetésre, 29 %-a az iszap és iszapos víz recirkulációjára, 9 %-a a víztelenítésre kellett. A metánból előállítható villamos energia a teljes igény 21%-át biztosította. Foley és társai (2010) mechanisztikus modell mellett a messze összetettebb Biowin Modellel történő szimuláció is igen hasonló értékeket adott. A tisztítás energiamérlegére 35. ábra által mutatott egyenleget (Shankey diagramot) kapták, ami jól mutatja a hőként veszendőbe menő jelentős energia hányadot, valamint az aerob biológiai lépcső nagy

energiaigényét. Az iszapmaradékból igen kis hányad (7%) energia visszanyerésre van ekkor lehetőség (1. ábra).



500 mg/l bemeneti KOI és 5 mg TN/l elfolyó határérték esetére. A kémiai energiaáramok sárga, a villamos energia kék, a biogáz zöld, a hőenergia pedig piros. A számértékek az energiák százalékos mennyiségét jelölik a beérkező energia hányadában.

35. ábra Arányos energiaáramok (Shankey diagramm) a biológiai tápanyag eltávolítással és iszaprohasztással üzemelő eleveniszapos szennyvíztisztításra.

Lakossági szennyvizeknél a technológia energiatermelésre történő beállításától, optimalizálásától függően azonban a tisztítás lehet akár tiszta energiatermelő folyamat is (Logan, 2004). Emellett Pierce (2008) felmérése alapján az így tisztított lakossági szennyvizekből további 2 kWh/m³ költséggel a lakosság ivóvízellátására alkalmas termék is előállítható.

A naponta lakosonként szennyvízbe juttatott 40-80 g BOI₅, ami mintegy 60-120 g KOI 14,7 kJ/g KOI egyenértékkel számolva csak közelítőleg adja meg a szennyvíz szerves anyagaiból visszanyerhető energiát, mert a KOI egy része nem bomlik a rohasztásnál. Ezen túl a gázmotor már említett hatásfoka is nagy problémája az energiaátalakításnak. A szennyvíziszap ugyanakkor nem csak energia, de növényi tápanyagforrás is. Az iszaprohasztás 1 kg metán / 4 kg KOI, illetőleg 50,4 MJ/kg metán fűtőértékkel és 35 %-os energetikai hatásfokkal 1,8 kWh / kg metanizált szerves anyag (VSS) energiatermelést tud biztosítani (Khandan et al., 2014). Fontos azonban figyelembe venni, hogy Stillwell és munkatársai (2010) vizsgálatai alapján mintegy napi 19 ezer köbméter tisztított szennyvízmennyiség alatt a gázmotoros villanyáram termelés még nem tud kellően jó hatásfokú lenni. Ez mindenképpen megkérdőjelezi az iszaprohasztás

esetleges hidrogéneken keresztül történő vezetését a jövőben, majd a hidrogén üzemanyagcellával történő hasznosítását villanyáram termelésre. Azzal együtt, hogy az utóbbi technológiák még messze nem kiforrottak, s nagyüzemben nem kellően bizonyítottak, a kutatást irányukban mindenképpen célszerű folytatni (Logan 2008, Logan and Rabaey, 2012, Goude, 2016).

Napjainkban a szennyvíztisztítás főágán tehát nem történik energia visszanyerés a szerves anyagokból, azoknak csak az immobilizálása, szilárd, szeparálható formájúvá történő alakítása történik meg. Ez igaz az ultraszűréssel kombinált eleveniszapos és hibrid megoldásokra is. A iszapként szeparált szerves anyagok energiahordozó metánná történő átalakítása mellékágon történik. Innen a szerves anyagból kiszabaduló ammónium visszakerül a tisztítás főágára, hogy ott inertizálva veszendőbe menjen.

Napjaink szennyvíztisztításában a N-eltávolítást biztosító nitrifikáció / denitrifikáció is a tisztítás főágán általános. Ez a nitrogén eltávolítás jelentős mennyiségű kémiai energiát igényel. Ezért is alkalmazzák ma már két hazai üzemben is az iszapvíz mellékági nitrogénmentesítést, az Anammox technológiát. Ez autotrofokkal történő, kisebb oxigénigényű és szerves tápanyagot egyáltalán nem igénylő módszer. Az autotrófok a növekedésükhöz szükséges szénnek ugyanis hidrogén-karbonátból fedezik. Az ammónium és szerves N tartalom elemi nitrogénként veszendőbe megy ennél a megoldásnál is, miközben valamennyi erős üvegházhatású dinitrogén-oxid is kerül a légkörbe. A földgáz ára, amely elsősorban az ammónia előállításának, és árának a mozgatója, megduplázódott az utóbbi tíz évben. Az ammónia árában a földgáz ára annak a 60 %-a, s a nitrogénműtrágya előállítása ezzel a világ energia felhasználásának az 1-2 %-át jelenti (Smil, 2001). Egyébként a szennyvíztisztításé ezzel szemben mintegy a duplája. A nitrogén műtrágya ára az utóbbi két évtizedben a négyszeresére nőtt. Ez majd a szennyvíz nitrogén tartalmának a távolabbi jövőben történő kinyerését igényelheti, természetesen annak a költségcsökkentésével egyetemben

A nitrogénnel szemben a foszfor műtrágya ára az utóbbi évtizedben csak kétszeresére nőtt, de kimerülése egy évszázadon belülre prognosztizált (Cordell et al., 2009, Fertecon, 2013). A foszfor iszappal történő újrafelhasználását zavarja, hogy a vegyszeres iszap jelentősen szennyezett lesz a szennyvíz és a vegyszer nehézfém tartalmával is (Yuan et al., 2012), s abból a foszfor közvetlen újrahasznosítása is megkérdőjeleződik (Kárpáti, 2017a, b).

A szennyvíz, mint energia és nyersanyagforrás jobb hasznosításának igénye folyamatos fejlesztést eredményezett az utóbbi években a szennyvíztisztításban. Folyamatosan kérdés volt az oldott és lebegő szerves anyagok aerob biológiát megelőző szeparációja intenzifikálásának a kérdése. Régebben az előülepítés vegyszeres –CEPT- megoldássá alakításával, később a LEAP megoldású finomszűréssel. Ma a membránszűrés beépítésével anaerob úton látják célszerűnek ezt a tisztítást energiatakarékosan megvalósítani (Verstraete et al., 2009). A szilárd részek, a szűrt, koncentrált kolloid frakció és az oldott szerves anyagok együttes anaerob rothasztása ekkor nagyobb energia visszanyerést biztosíthat. A közvetlen membránszűrésének korlátja, hogy a főágban történő alkalmazása korábban mintegy 3 kWh/m³ villamosenergia-igényt jelentett (1000 mg KOI/l nyersvíz szennyezettség esetén). Szerencsére az MBR szennyvíztisztításnál ez ma már harmadára is csökkenhet.

Láthatóan a hagyományos eleveniszapos tisztítások ma már jól működő technológiák, melyek igen hatékony szerves anyag és növényi és tápanyag eltávolítást (<5 mg N/ liter és <1 mg TP/ liter) végeznek, viszonylag korlátozott energia visszanyerés mellett (Foley et al., 2010). Ezen az utóülepítő ultraszűrésre váltása sem tud különösebben javítani. Előnyeként jelentkezik viszont a szűrt víz ülepítetthez viszonyított mintegy harmada szerves anyag tartalma, jobb gyógyszermaradvány eltávolítása, s a lényegesen kisebb fertőzőképessége. Ezen túl az ultraszűrés beépítését a medenceterekben kialakítható iszapkoncentráció, s vele fajlagos iszaptömeg növelése kecsegtetett a szükséges üzemfelület s ezzel beruházási költség csökkentésével. Ez utóbbit persze ellensúlyozta, s még ma is talán éppen csak egyensúlyba tudja hozni az ultraszűrők ára, s az üzemeltetés egyszerű gravitációs ülepítésnél nagyobb üzemeltetési költsége. A szűrés fajlagos energiaigénye is jelentősen csökkent napjainkra a nyersvíz korábban említett 3 kWh/m³ fajlagosához képest, ami persze csak üzemeltetési költség. Ezt a jó szabályozhatóság valamelyest csökkentheti is. Az ultraszűrés beépítése a hagyományos technológiákba viszont a helymegtakarítás révén jelent valamelyest beruházási idény csökkenést. Ezzel együtt az még ma is elég költségesnek számítható, viszont a tisztított vize potenciálisan ivóvízforrásunk is lehet a jövőben.

12.9 Fokozott energia visszanyerés lehetősége főági anaerob szennyvíztisztítással

A szennyvízben az energia három formában jelenik meg (Goude, 2016):

szerves szennyezőanyagok energiája	~1,79 kWh/ m ³
növényi tápanyagok – N és P) energiája	~0,70 kWh/ m ³
hőenergia	~7,00 kWh/ m ³

Láthatóan a kémiai energia mintegy 26 %, míg a hőenergia 74 %.

A kémiai energia közülük könnyen kinyerhető, míg a hőenergia csakis hőszivattyúval hasznosítható valamilyen mértékben, éppen a szennyvíz hőmérsékletének a függvényében. Csak a kémiai energia visszanyerése révén a szennyvíztisztítás elvileg energianyeréses, vagy legalább is energia-független folyamattá alakítható a környezet megfelelő védelmével egyidejűleg. A jelenlegi szennyvíztisztítási megoldások ugyanakkor igencsak energia, vegyszer és beruházás igényesek. Kedvező esetben a tisztítás teljes energiaigényének a felét, tehát a levegőztetés energiaigényét tudjuk visszanyerni, megtermelni az iszap rothasztásával. Külső tápanyagok együttes rothasztása esetén ez a hányad jelentősen növekedhet. Ritkán beszélnek ugyanakkor a közlemények az aerob tisztítás igen jelentős szén-dioxid és dinitrogén-oxid, valamint egyéb illógáz kibocsátásáról (üvegházhatású gázok). Minden kWh oxigénbevételre fordított elektromos energia 0,9 kg szén-dioxid emissziót eredményez (Goude, 2016). Egyértelmű tehát, hogy új, energiatakarékosabb megoldások fejlesztése a jövő sürgető igénye (Khandan et al., 2014).

Az újszerű, vagy fenntartható lakossági szennyvíztisztítások a korábban bemutatott energia és tápanyag hatékonyabb visszanyerését célozzák, a tisztításra megkövetelt határértékek (<5 mg N/ liter és <1 mg TP/ liter) teljesítésével egyidejűleg (Foley et al., 2010). Fejlesztésük fő hajtóereje a tisztítás energia-függetlensége mellett a tápanyagok minél hatékonyabb visszanyerése, újrahasznosítása. Megvalósítása két változattal lehetséges:

a - kis energiaigényű főági tisztítást követő ugyancsak főági autotrof nitrogén és kémiai vagy adszorpciós foszfor eltávolítással,

b – a szerves anyag és növényi tápanyag több lépcsős eltávolításával, mellékági biomassza hasznosítással. Az első lépcső a növényi tápanyagok teljes beépítése fölösiszapba heterotrof és fototrof mikroorganizmusokkal, melyet követően a rothasztás maradékából történhet a tápanyagok (N és P) eltávolítása.

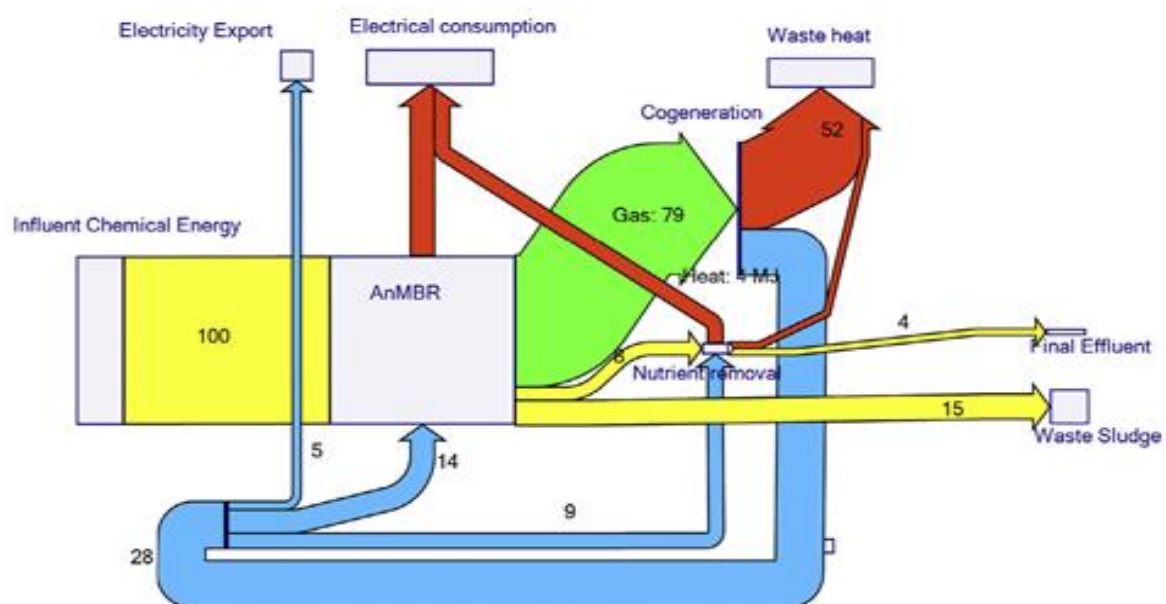
A hagyományos lakossági szennyvíztisztításhoz képest (500 mg KOI/ befolyó szennyezettség), melynek a tisztításának az átlagosan 0,5 kWh/m³ az energiaigénye, a *b* változat csak 0,05 kWh/m³ energiát igényel. Az *a* változat anaerob nyersvíz tisztításánál 0,1 kWh/m³ energiahozamot jelenthet, de nem biztosítja a növényi tápanyagok, elsősorban a nitrogén visszanyerését. Ezzel szemben a *b* változat biztosítja azt, viszont nagyon nagy a külső fajlagos energia igénye (5 kWh/kg N), ami gyakorlatilag azonos az ammóniának a szénforrás alapon történő előállításának a költségével. A jelenlegi alacsony energiaárak, valamint az *a* változat közeli üzemi megvalósításának a lehetősége annak a rövid távú hasznosulását ígéri. A *b* változat ezzel szemben hosszabb távon, az energia és műtrágya árak növekedése esetén lehet csak szükségszerű követelmény. Bár az utóbbi évtizedben az energiaárak nem változtak jelentősen, az előrejelzések bizonytalanok, ami erős késztetést jelent a fenti megoldások fejlesztésére, üzemi vizsgálataik megvalósítására.

A hagyományos szennyvíztisztítás alternatívájaként javasolták McCarty és társai (2011) az úgynevezett kis energiaigényű főági változatot (Low Energy Mainline – LEM). Ennél az előülepítést követően a folyadékrész kisterhelésű anaerob előtisztításra kerülhet. Ez anaerob membrán bioreaktorban (AnMBR), vagy anaerob szűrő membrán reaktorban is megvalósítható (finomabb kolloid és oldott szerves részek metánná alakítása). Az elfolyó víz ilyen tisztítás után akár közvetlen öntözésre is javasolható, természetesen megfelelő óvatossággal.

12.10 Kis energiaigényű főági tisztítás – LEM

A főági anaerob előtisztítás (szerves anyagok döntő részének metánná és CO₂-vé alakítása) az előzetesen ülepitett lebegőanyagok szeparált iszaprothasztóban történő kezelését is igényli. Ez utóbbi a hagyományos iszaprothasztással történhet, míg a főágon az anaerob folyamatokat megfelelő iszapkoncentrációval, majd membrán iszapszűréssel speciális kialakításban kell megvalósítani. A lakossági szennyvizek alacsony hőmérsékletű metanizációjának a fajlagos energiaigénye minimális (<0.002 kWh/m³) (Batstone és Viridis, 2014; Batstone et al, 2015). Ennél akár az előülepítés is elhagyható, hiszen a membránszűrés (MBR) megfelelő iszapvisszatartást biztosíthat. A legnagyobb gondja a tisztításnak a nem elégséges patogénmentesítés, ami további utókezelést, fertőtlenítést igényel. Energiámérlege megfelelő modell számítása alapján a 2. ábrán látható (Batstone et al, 2015).

McCarty és társai (2011) a LEM előületés nélküli változatát értékelték hasonlóan a hagyományos eleveniszaposéhoz (1. ábra) egy 50 ezer LEÉ teljesítményű (10 ezer m³/d szárazidejű vízhozamú) tisztító esetére. A nyersvíz KOI-je 500 mg/l, TKN-je 50 mg/l, TP-je 10 mg/l volt, míg a tisztításra 20 mg KOI/l, % mg TN/l és 1 mg TP/l elfolyó víz követelményt vettek számításba. A meghatározó energianyelők a szivattyúzások, keverések, víztelenítések, levegőztetés voltak, míg az energiatermelők az anaerob iszaprothasztás a metántermelésével. Csak a tisztítóban jelentkező energiaigényt (iszapszállítás figyelmen kívül hagyva) vették figyelembe. Az eredményt a 36. ábra szemlélteti.



500 mg/l bemeneti KOI és 5 mg TN/l elfolyó határérték esetére. A kémiai energiaáramok sárga, a villamos energia kék, a biogáz zöld, a hőenergia pedig piros. A számértékek az energiák százalékos mennyiségét jelölik a beérkező energia hányadában.

36. ábra A főági bevezető anaerob rothasztással működő szennyvíztisztítás (LEM) és második lépcsős főági anammox és P eltávolítás Shankey diagrammja.

Ennél a szerves anyag jobb hatásfokú metánná alakítása a főági anaerob membrán reaktorral történik. Abban 20 naposnál nagyobb iszapkor (SRT) esetén a szerves anyag 75 %-a alakul metánná. A rothasztó iszapos vize (fölös, vagy maradék iszap) mintegy 1 % lebegőanyag koncentrációval kerülhet centrifugával történő szeparációra. A nitrogén és foszfor kisebb része az így termelődő iszapba kerül. A nitrogént az anaerob előtisztítás után a nemrég kidolgozott nitritáció / denitritáció kombinációjával, az Anammox megoldással lehet eltávolítani. Ennek a becsült térfogati terhelése 0,3 kg N/m³d volt, míg az

energiaigényét 1,2 kWh/kg N fajlagossal vették számításba (Wett et al., 2006). Ezek azért becsült fajlagosok, mert mellékágon az Anammox optimalizált változata kétharmada energiaigénnyel is működik, a főági főági lehetőség energiaigényét ennek a másfélszeresére becslik. A főágon a deammonifikálásnál egyben az összes maradék bontható KOI is felhasználásra kerül denitrifikációhoz. A szennyvíz N-tartalmának a döntő része természetesen ennél a megoldásnál is veszendőbe megy az inertizálásával.

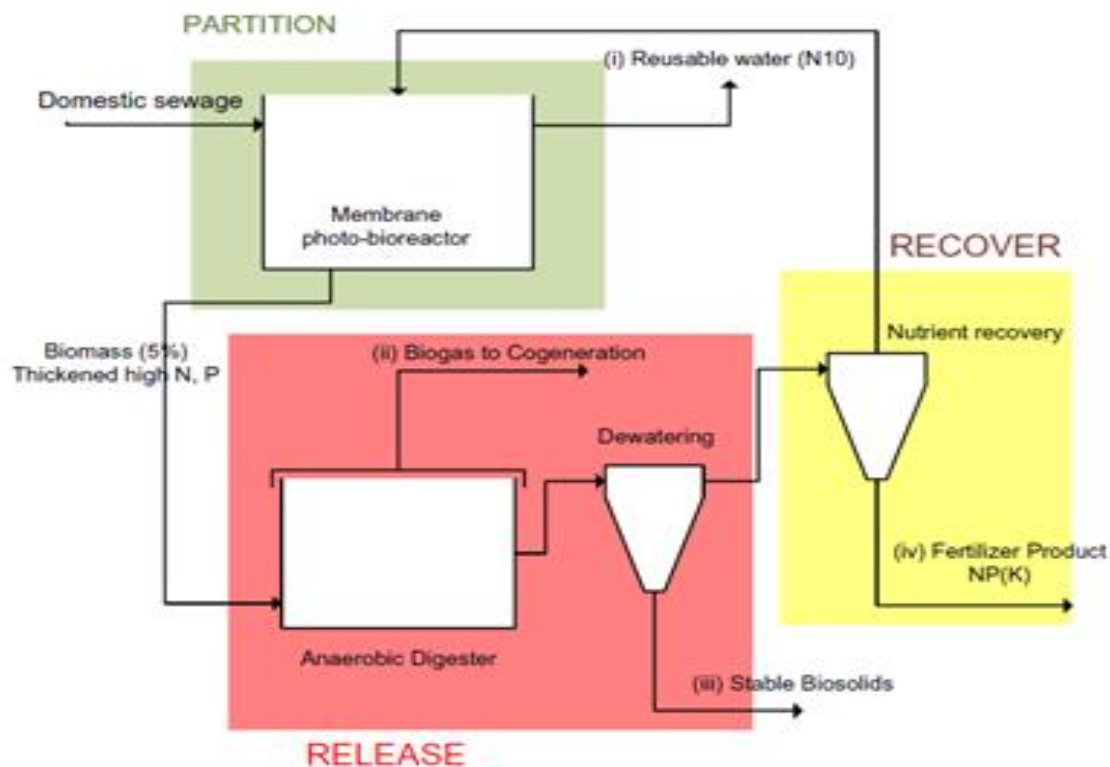
Ahol nem lehetséges az anaerob tisztításon átesett szennyvíz előntözése, a vízből a tápanyagokat azt követően még el kell távolítani. A főágon az anaerob ammónium oxidáció (anammox) adhat erre megoldást (Winkler et al., 2012), aminek az energiaigényét üzemi megvalósítások alapján 1,2 kWh/kg N értékűre becsülik (Wett et al., 2013). Mellékágon ez a Demon technológiánál ma 0,6 kWh/kg N költséggel megoldott (Wett et al., 2013). A főági adszorpciós foszfor eltávolítás (Sengupta és Pandit, 2011) ugyan energiatakarékos és jó hatékonyságot ígér ilyen előtisztítások után (<0.1 mg P/l) de ez még messze nem kellően kidolgozott az üzemi realizáláshoz.

Verstrate (2009) és McCarty (2011) javaslata is eltérést jelent a jelenlegi eleveniszapos megoldásoktól, bár ők még nem fókuszáltak különösbbe a szennyvíz tápanyag tartalmának a visszatartására, hasznosítására. Napjainkban ennek az igénye is fokozottan jelentkezik, s vázlatosan mindegyik változatot kicsit részletesebben is bemutatom.

12.11 Teljes tápanyagfelvételt követő energia és növényi tápanyag hasznosítás

Ezek a megoldások első lépcsőben valamilyen módon a szerves anyagot és a növényi tápanyagokat egyaránt immobilizálják. Ez asszimilációval, valamint PHA és polifoszfát akkumulációval is lehetséges. Ez azonban komplikáltabb reaktorkialakítást és nagyon rövid iszapkor tartását igényli a PHA, glikogén és poli-foszfát rögzítéséhez (Yuan et al., 2012). Ge és társai (2013) mérései alapján 2 napos iszapkornál a keletkező biomassza anaerob lebonthatósága 90 % körül marad, míg a gyors, és részleges oxidáció az eredeti energiatartalmat csak 20 %-al csökkenti. Természetesen ekkor a N-tartalomnak csak kis része rögzül az iszapba. Jó lebegőanyag szeparációt követően a víz ammónium tartalma egy azt követő főágon anammox átalakítással eltávolítható. Ekkor a N-tartalom veszendőbe megy, de a megoldás költségtakarékos (37. ábra).

Ha a nitrogén tápanyag visszanyerése is feladat, a redukált nitrogén teljes mennyiségét asszimilációval biomasszába kell építeni, hogy abból a rothasztás iszapvizéből koncentráció után visszanyerhető legyen. A heterotrófokkal történő teljes ammónium felvételhez a lakossági szennyvíz átlagos összetétele azonban nem kedvező. Külső szerves anyag bevitel drágítja a költségeket, ezért nem ajánlott. Megoldás lehet ugyanakkor a fototrof mikroorganizmusokkal történő ammónium felvétel. A fényellátást azonban gondosan szabályozni kell, mert szerves anyag katabolikus fogyasztása jelentős energiaveszteséget is eredményezhet. Cyanobaktériumok és a lila fototrof baktériumok különösen fontosak e tekintetben, mert mind a PHA, mind a poly-P akkumulációjára is képesek. Hülsen és társai (2014) bizonyították, hogy 100:9:2 arányú (KOI:N:P) szennyvíz összetétel esetén fototrof tisztítással 10 mg/l alatti elfolyó víz nitrogén koncentráció is elérhető mintegy 0,2 kWh/m³ fényenergia bevitelével.



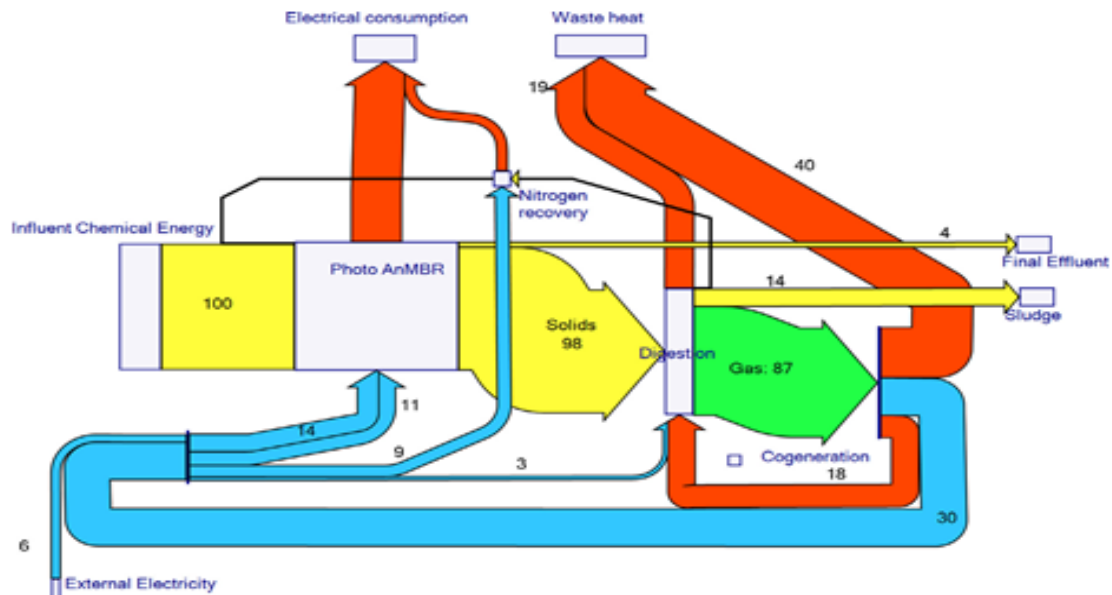
37. ábra A teljes szerves anyag és tápanyag eltávolítás kiépítése.

A fotoszintézissel termelt biomassza szeparációja az azt követő anaerob fermentációhoz, természetesen további költséget jelent. A keletkező iszap biometanizálása kellő gyakorlati múlttal rendelkezik az eleveniszap esetében. Az ilyen fototrófokkal termelt iszap rothasztására azonban sokkal kisebb iszapkor (<2nap) is elegendő, mivel szerves anyagának mintegy 80%-a gyorsan hidrolizál és metanizálódik. A bomlást termofil előkezelés, majd rothasztás még tovább gyorsítja (a hidrolízist akár ötszörösére is) (Ge et al., 2013). Ez egyben a

maradék fertőzőképességét is jelentősen csökkenti. A megoldás energiamérlege modellszámítás alapján a 38. ábra mutatja (Batstone et al, 2015).

Az elbomló iszap N és P tartalmának egy része az iszapvízbe kerül. A P tartalom nagyobb része Ca és Mg ionokkal szilárd foszfátként csapadékban marad. Az iszapvízből a foszfát struvitként elkülöníthető, aminek kellően áttekintett irodalma van (Yuan et al., 2012; Mehta and Batstone, 2013). A nitrogén visszanyerése az iszapvízből a foszforénál nehezebb. A struvit csak kevés ammóniumot tartalmaz (6 tömeg %), ezért az iszapvízből ammónium tartalmának csak a 10 %-át tudja rögzíteni. Az ammónium strippelése, pervaporációja, membrán segítségével történő abszorpciója, ioncseréje, elektrodialízise túlzottan költséges. Ezen túl nagyobb pH-t igényelnek, s minimálisan 2000 mg/l kiindulási ammónium koncentrációt. Szükséges ezért egy valamilyen előkoncentrálása, s csak utána jöhetnek szóba a további műveletek. A végtermék ilyenkor ammónium, ammónium-szulfát, vagy ammónium-klorid lehet. Általában azonban várhatóan nem lesz szükség az iszapvízből teljes ammónium eltávolításra, a tisztított folyadék recirkulációjával valamennyi ammónium ilyen megoldásnál is visszajuttatható a tisztítás főágára.

Az elbomló iszap N és P tartalmának egy része az iszapvízbe kerül. A P tartalom nagyobb része Ca- és Mg-ionokkal szilárd foszfátként csapadékba kerül. Az iszapvízből a foszfát struvitként elkülöníthető, aminek kellően áttekintett irodalma van (Yuan et al., 2012; Mehta and Batstone, 2013). A nitrogén visszanyerése az iszapvízből a foszforénál nehezebb. A struvit csak kevés ammóniumot tartalmaz (6 tömeg %), ezért az iszapvízből ammónium tartalmának csak a 10 %-át tudja rögzíteni. Az ammónium strippelése, pervaporációja, membrán segítségével történő abszorpciója, ioncseréje, elektrodialízise túlzottan költséges. Ezen túl nagyobb pH-t igényelnek, s minimálisan 2000 mg/l kiindulási ammónium koncentrációt. Szükséges ezért egy valamilyen előkoncentrálása, s csak utána jöhetnek szóba a további műveletek. A végtermék ilyenkor ammónium, ammónium-szulfát, vagy ammónium-klorid lehet. Általában azonban várhatóan nem lesz szükség az iszapvízből teljes ammónium eltávolításra, a tisztított folyadék recirkulációjával valamennyi ammónium ilyen megoldásnál is visszajuttatható a tisztítás főágára.



500 mg/l bemeneti KOI és 5 mg TN/l elfolyó határérték esetére. A kémiai energiaáramok sárga, a villamos energia kék, a biogáz zöld, a hőenergia pedig piros. A számértékek az energiák százalékos mennyiségét jelölik a beérkező energia hányadában.

38. ábra Teljes szerves anyag és tápanyageltávolítás energiámérlege Shankey diagrammon.

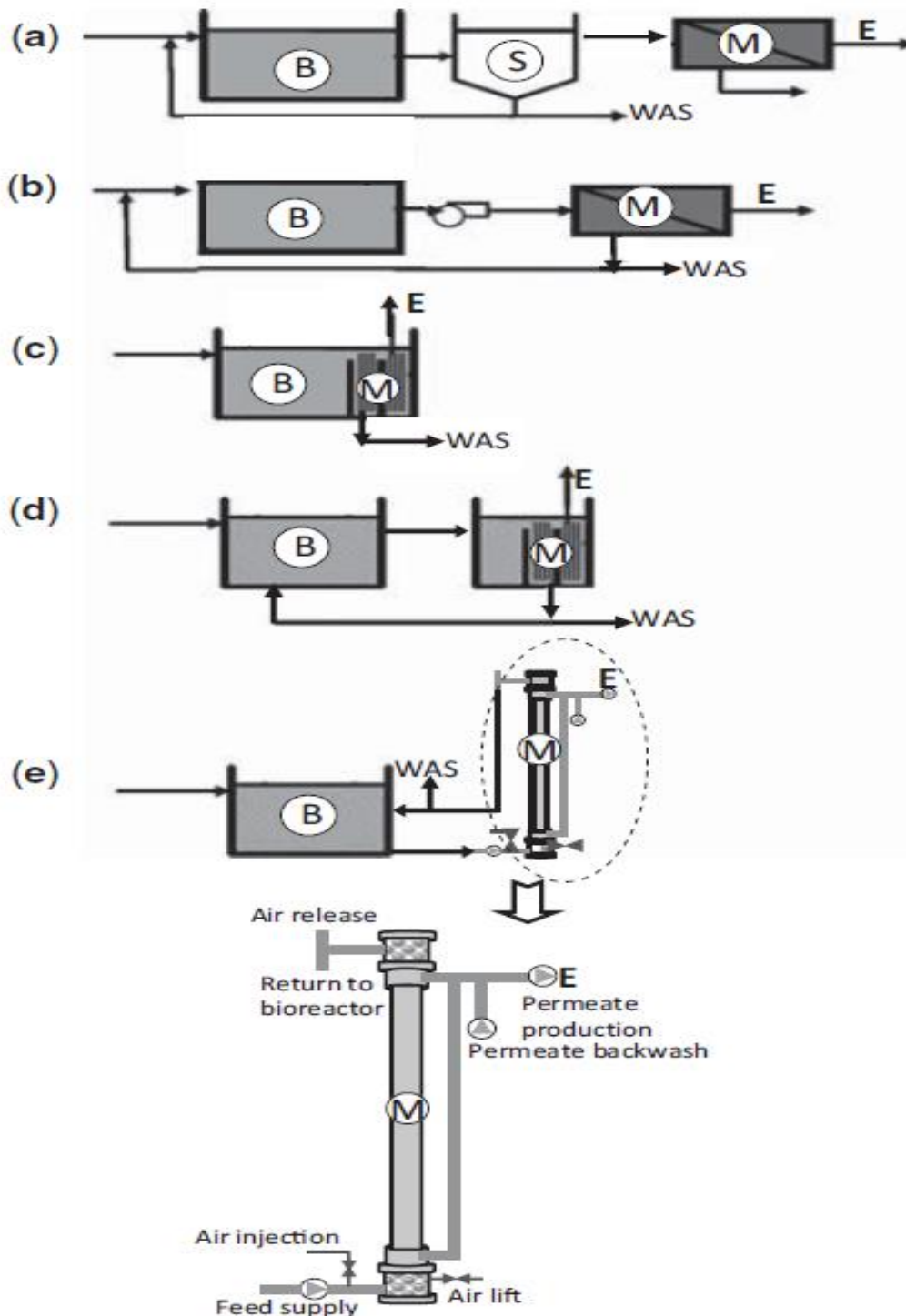
Ilyenkor a szennyvíz összes szerves anyag, N és P tartalmát először biomasszává kell alakítani a már említett foto-anaerob membrán-reaktorban. Ezt követően a biomassza sűrítése szalagszűrőkkel történhet 5 % lebegőanyag tartalomra, melyet követően termofil iszaprothasztás, majd a N, P eltávolítás történik (37. ábra). A foszforé célszerűen struvitos foszfor kicsapatással. A nitrogén visszanyerés elektrodialitikus lépcsővel indul. A foto-anaerob membrán bioreaktor energiaigénye az egyszerű membrán bioreaktorénál (szűrés) csak az IR fény energiaigényével nagyobb (0,2 kWh/m³ szennyvíz). A szerves anyag és N, P tápanyag immobilizálás anoxikus fototrof átalakítással történik, amely a CO₂ és H₂O alapon történő fotoszintézist kizárja. Tehát csak a szerves szén felvételét tervezi, katabolikus karbon felvétel nélkül (Batstone et al., 2015). A szűrt szennyvíz fertőzőképessége jelent ugyan némi veszélyt, de az kis költséggel, jelentősen csökkenthető. A termofil rothasztás szükséges HRT-je akár 3 napig is csökkenthető. Sorba kötött reaktorkaszáddal a higienizálás javítható, miközben lebegő iszap 85 %-os metanizálása is elérhető (Ge et al., 2013). Az iszapmaradék nagy teljesítményű centrifugával 18 % szárazanyag tartalomra sűríthető.

Két órás kicsapatási idővel (HRT) az iszapvízből a foszfor pH=8 körül 1,35 kg MgO/kg P vegyszerigénnyel struvitként jó hatásfokkal kinyerhető (Mehta és Batstone, 2013). Az ammóniumot előzetesen dialízissel lehet 3-5 g/l

koncentrációra töményíteni a P-mentesített iszapvízből az arra kedvező 8-as pH mellett, ami azután a gáz-folyadék szeparációnak (sztrippelés) is kedvező. A sztrippelés fajlagos energiaigénye 8 kWh/kg N (Maurer, 2003). Emellett persze az ammónium elektrokémiai katódos visszanyerése, valamint ioncseréje is elképzelhető, de ezek ma még költségesebb megoldások. Ezek további költség csökkentésével lehet majd elérni a jövőben, hogy az így termelhető ammónia ára a jelenlegi szintetikus ammónia árszintje közelébe kerüljön, ami 4-5 kWh/kg N egyenérték. A megoldás modell alapján számított energiamérlege (38. ábra) a tisztításhoz külső energia szükségét mutatja, de megfelelő NH_4^+ visszanyerést jelent a szennyvízből, mint nyersanyagforrásból. Más kérdés, hogy a levegőbe történő N-eltávolítás (LEM) nem jelentős környezetszennyezést az elemi nitrogénnel. Vigyázni kell ugyanakkor majd itt is a dinitrogén-oxid kibocsátására. A fentieken túl a szennyvíztisztítás szilárd maradékából, s a tisztított szennyvízből is vissza kell majd nyerni a jövőben a még potenciálisan hasznosítható energiákat megfelelő módszerekkel.

12.12 MBR szennyvíztisztítás kialakulása, fejlődése napjainkig

Első alkalmazásáról öt, ugrásszerű fejlődéséről, gyakorlati kiépítéséről mintegy három évtizede beszélhetünk (Smith et al. 1969; Yamamoto et al. 1989). A fejlődés menetét az ötödik ábra szemlélteti. Kezdetben a gravitációs ülepítés után további lebegőanyag eltávolításra (harmadfokú tisztítás) próbálták beépíteni a tisztításba (39. ábra a része). Nagyjából egyidejűleg került beépítésre az ülepítés helyére a membránszűrő (39. ábra b része) Smith et al. 1969). A levegőztető medencébe történő behelyezése, s a tisztított víz membránszűrőből történő eltávolítása volt igazán forradalmi lépés (Yamamoto et al. 1989) (39. ábra c része). Hamarosan kialakult ezután annak egy szeparált terében történő elhelyezési változata is (39. ábra d része). Az első megoldás nagy üzemméretnél, híg szennyvizek esetében költségtakarékosabb, míg a második a kisebb, töményebb vizeket tisztító egységeknél. Az utóbbi változat fejlesztésében jelenleg a membránfelület air-lift jellegű folyamatos felülettisztítása az egyik utolsó előrelépés (Pearce, 2008) (39. ábra e része).



39. ábra A szűrőmembránok beépítési lehetősége az eleveniszapos tisztítóba

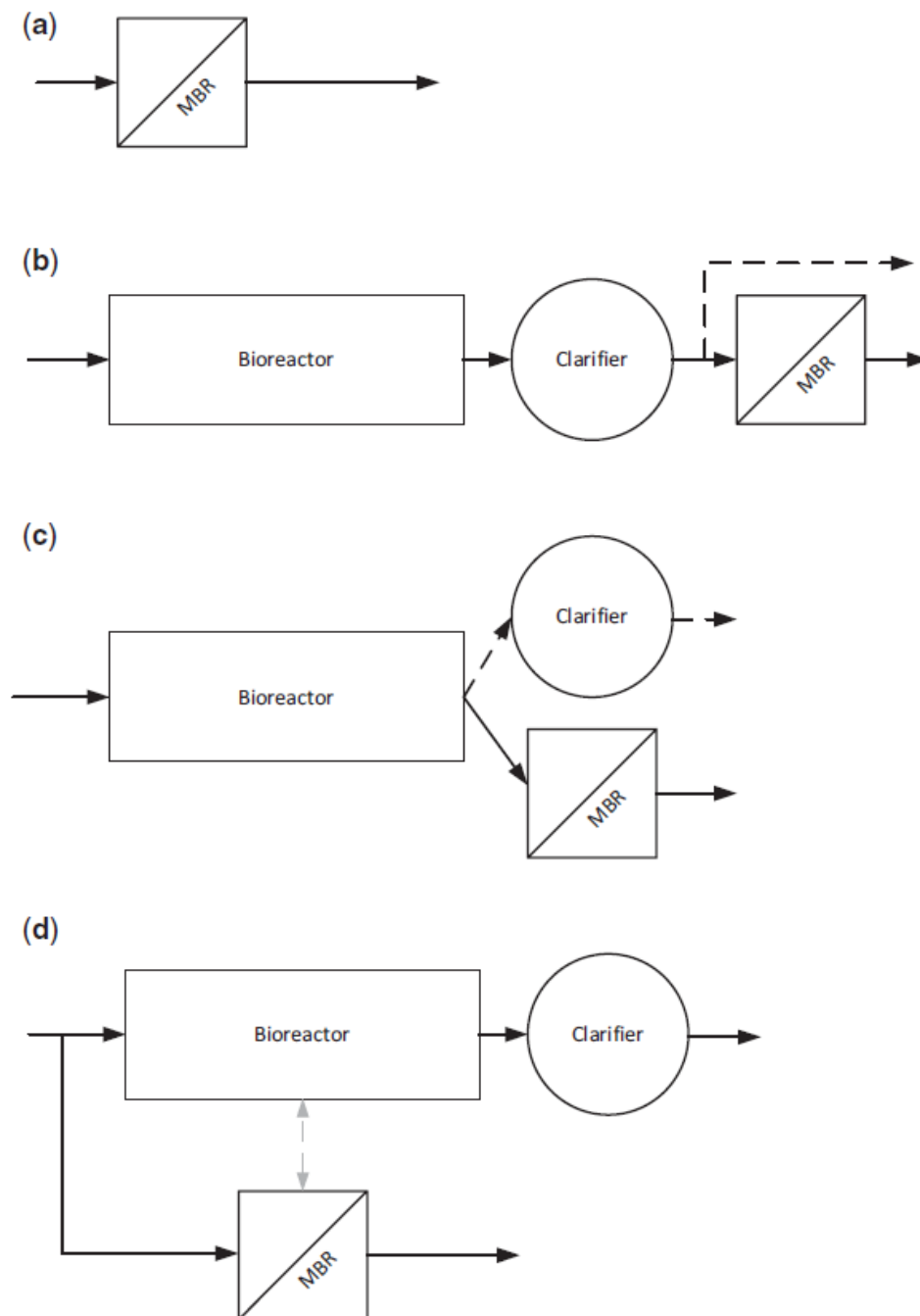
- a- hagyományos AS megoldás utólagos szűréssel (harmadfokú tisztítás), b- membránszűrés gravitációs ülepítés helyett, c- iszapos medencébe merülő membránszűrő, d- elkülönített térben történő iszapszűrés, e- levegőztetett szűrőcsöves, elkülönítetten kiépített membránszűrés. B = Bioreaktor, S = gravitációs iszapülepítő, M=szűrőmembrán, E = tisztított víz (permeátum), WAS = eltávolított fölösiszap

Az üzemi MBR szennyvíztisztítók gyakorlati kiépítése lassan indult a kilencvenes évek első felében, mert csak három membrányártó volt a piacon (Zenon, Kubota and Mitsubishi Rayon), de az évtized második felében ez tízre növekedett (Judd, 2011). Megjegyzendő, hogy időközben az anaerob membrán bioreaktorok is az érdeklődés központjába kerültek a levegőztetés energiaigényének megspórolása, kisebb iszaptermelésük valamint a nagyobb biogáz termelésük kapcsán (Liao et al. 2006).

12.13 MBR tisztítás tervezése, üzemeltetése, szabályozása

Az MBR szennyvíztisztítás nagyarányú terjedése a jövőben a víz újrafelhasználása érdekében azzal elérhető előnyök eredménye (Bérubé, 2010; Zanetti et al. 2010). Különösen az utóbbi két évtizedben épültek nagy számban mind régi AS üzemek felújítása, mind azok kapacitásnövelése során. Esetenként a régi AS rendszerrel párhuzamosan kiépítve is, ami a 6. ábrán látható. A négy különböző tisztító kialakítás mindegyike üzemel a gyakorlatban (Brepols et al. 2008; Lesjean & Leiknes, 2009). Az A típus leggyakrabban a tisztított víz újrahasznosítást végző kisméretű telepeknél (Birks et al. 2008, Brepols, 2010, Judd, 2011).

Különösen az utóbbi két évtizedben épültek nagy számban mind régi AS üzemek felújítása, mind azok kapacitásnövelése során. Esetenként a régi AS rendszerrel párhuzamosan kiépítve is, amit a 40. ábra mutat. A négy különböző tisztító kialakítás mindegyike üzemel a gyakorlatban (Brepols et al. 2008; Lesjean & Leiknes, 2009). Az a típus leggyakrabban a tisztított víz újrahasznosítást végző kisméretű telepeknél (Birks et al. 2008, Brepols, 2010, Judd, 2011). A c és d megoldásokat holland üzemi tisztítóknál hibrid megoldásnak is nevezik (Krzeminski et al. 2012; Mulder, 2009; STOWA, 2009), míg Belgiumban kettős kiépítésnek (Lesjean & Leiknes, 2009). Ezekkel az MBR hidraulikus terhelése stabilizálható, ami beruházásigény csökkentést jelenthet (Fenu et al. 2010). Különösen akkor szerencsés, ha csak a szennyvíz egy hányadát kell fokozott minőségi igényre tisztítani. Napjaink gyakorlata ugyanakkor azt mutatja, hogy az aerob szennyvíztisztításnál az eleveniszap mikro-, vagy ultraszűrése (MF ill. UF) elsősorban a nagyobb telepeken kerül kiépítésre (Buer & Cumin, 2010; Lesjean & Huisjes, 2008; Zheng et al. 2010). Ez a CAS megoldással mind hagyományos, mind párhuzamos megoldással is kombinálható – 40. ábra c és d változatok -. A párhuzamos üzemmódnál az MBR teljesen szeparált a hagyományos AS egységtől.

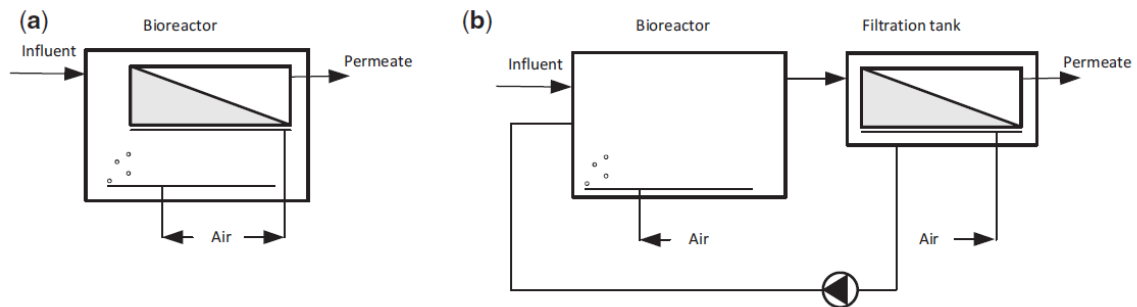


40. ábra MBR és CAS tisztítás összekapcsolásának a lehetőségei.

a – MBR önmagában, b – CAS és MBR sorba kapcsolva (UF utószűrés), c – CAS párhuzamosan kapcsolt utóülepítővel és ultraszűrővel, d – CAS és MBR párhuzamos üzemben. (Brepols et al. 2008; Bérubé, 2010; Zanetti et al. 2010).

A hibrid megoldásnál ugyanakkor lehetőség van a két rendszer iszapjának különböző mértékű keverésére is (Krzeminski et al. 2012). A hibrid és paralel MBR-ok esetén az MBR állandó vízhozammal kerül üzemeltetésre, míg a vízhozam változó hullámai csak a hagyományos AS egységet terhelik. A 41.

ábra az iszapos vízbe merülő ultraszűrők és a bioreaktor kombinációjának lehetőségeit mutatja be.



41. ábra A szűrőmembrán iszapos vízbe történő beépítésének a két változata (De Wever et al. 2009).

Az **a** megoldással kisebb medencetérfogat (alapterület igény) és nagyobb iszapkoncentráció érhető el. Ennél az iszapos víz recirkulációja sem jelent költséget. Kis telepeknél akár a membrán alsó levegőztetése is biztosíthatja a biológia oxigénigényét. Az ultraszűrő szeparált medencetérbe történő elhelyezése – **b** megoldás- viszont lehetővé teszi a nagymedence térrészekre osztását (anaerob, anoxikus), lehetővé téve a jó denitrifikációt és biológiai többletfoszfor eltávolítást is. Ekkor a szűrés és biológia külön-külön is optimalizálható. Ekkor a vízhozam ingadozása is valamivel jobban kompenzálható a szűrés tekintetében.

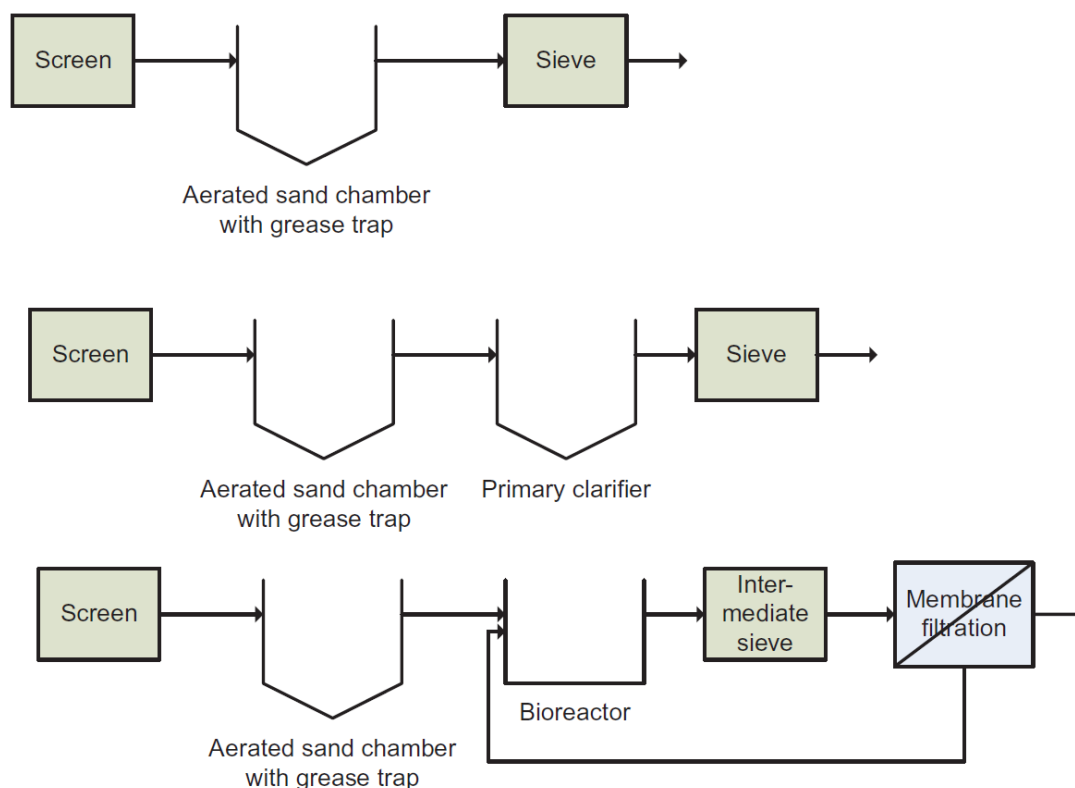
A nagy MBR tisztítóknál, hasonlóan a hagyományos AS rendszerekhez célszerű több tisztítósor kialakítása. Persze a kisebbeknél is ajánlatos a legalább két párhuzamos sorban történő kiépítés. Ez nagyobb üzemeltetési biztonságot eredményez a szűrőtisztításnál, karbantartásnál, az egyes szűrők meghibásodását követő javításoknál (US EPA, 2007). Erre vonatkozóan a különböző tervezési javaslatok (ATV DVWK, 2000; WEF, 2009) valamint kézikönyvek (Henze et al. 2001; Tchobanoglous et al. 2003) részletes útbaigazítást adnak. Gondosan fel kell mérni emellett minden vízgyűjtő esetében a szóba jöhető vegyszerszennyezések veszélyét, egyéb káros hatást eredményező ipari szennyezők jelenlétét, behatását. Ilyenek lehetnek a savakat, oldószereket kibocsátó üzemek, eseti potenciális vegyszer kibocsátók. A vegyipar és petrokémiai üzemek, a mosodák, textil üzemek, vagy nagy szálás anyagot kibocsátó üzemek lehetnek a legfontosabbak. Esetenként az élelmiszeripari üzemi szennyvizek is lehetnek kedvezőtlen hatásúak. Rika, de előforduló a közúti baleseteknél a befogadóba kerülő szennyezések kellemetlen hatása is. Ezeken túl a biológia tervezésénél a belső recirkulált anyagáramok hatását sem szabad figyelmen kívül hagyni, például a

polielektrolit tartalmú iszapvízét, valamint a membrántisztítás vegyszereinek az időszakos megjelenését.

12.14 *Aerob MBR tisztítás alapműveletei*

12.14.1 Közcsatornából érkező szennyvíz mechanikus előtisztítása

Ez a durva darabos vagy szálás anyagrészek eltávolítása céljából elengedhetetlen. A nagyobb tisztítóknál ez egész műveletsort is jelenthet, de a közepeseknél rendszerint csak egy mechanikus szűrés. A membrán előtt azonban az 1-3 mm résméretű szűrők beépítése mindenképpen ajánlatos (Brepols et al. 2008; Frechen et al. 2008; Schier et al. 2012, 2009). A 42. ábra az előszűrés beépítési lehetőségeit mutatja.



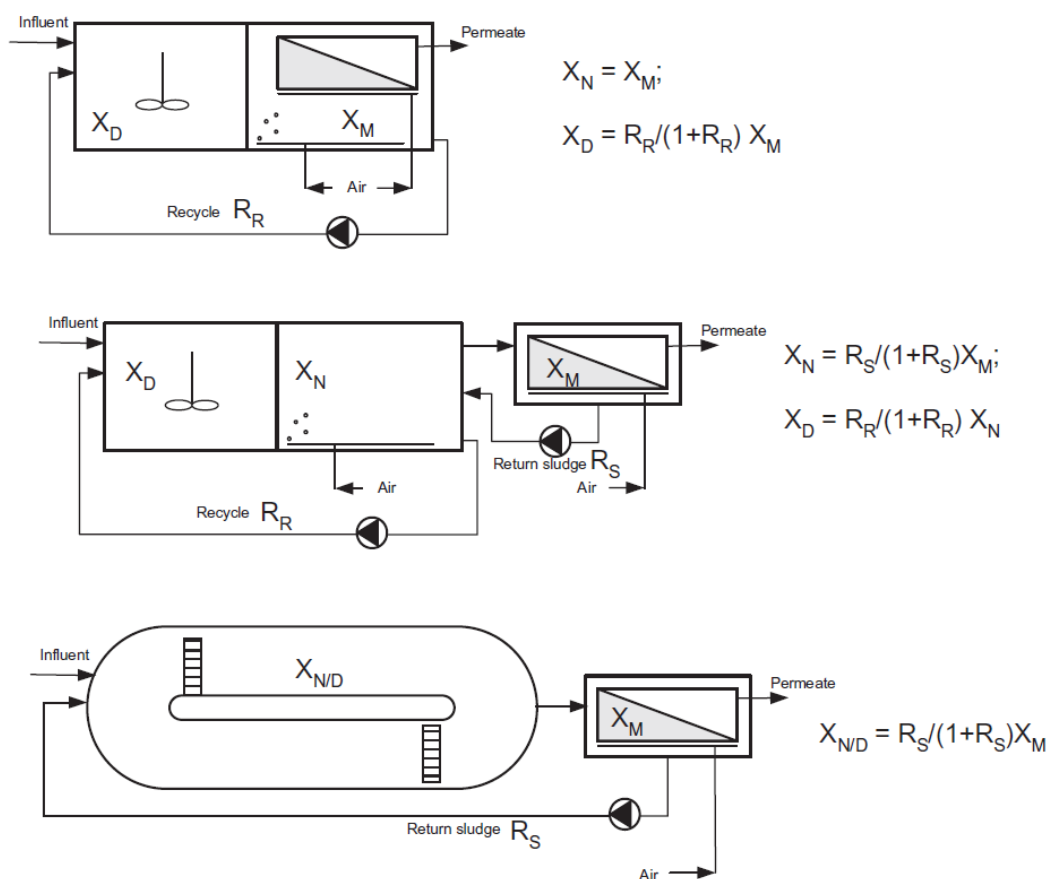
42. ábra Az előszűrés beépítése az MBR szennyvíztisztítóknál (Schier et al. 2009).

Leggyakrabban kettős szűrést is végeznek, amikor az első 2-6 mm résméretű, míg a második 0,5-3 mm-es. Rendszerint közöttük építik be a homok és zsírfogást. A zsír különösen hidegben blokkolhatja a szűrőfelületet.

12.14.2 Biológiai kezelés és ultraszűrés, membrántisztítás

A szerves anyag eltávolítással szemben az N és P eltávolítás gondos technológiai tervezést igényel (relatív iszapterhelés $-F/M$ arány-, iszapkor $-SRT$ -). Erre is megfelelő irányelvek, kézikönyvek állnak rendelkezésre segítségül (ATV DVWK, 2000; US EPA, 2008, Henze et al. 2001; Tchobanoglous et al. 2003, Fazekas et al., 2014). Az eleveniszapos medencébe és annak egy szeparált részébe történő UF kiépítés lehetőségét mutatja be a 43. ábra.

Membrane Biological Reactors



43. ábra Eleveniszapos medencébe és annak egy szeparált részébe történő UF kiépítés lehetősége (Brepols, 2010)

Az iszapszűrés beépítése ugyanakkor lényegesen befolyásolhatja a biológiai rendszernek a működést is (Kárpáti, 2017). A szűrő terében elérhető iszapkoncentráció és az annak kapcsán jelentkező folyadék recirkulációs igény talán a legmeghatározóbb tényezők. Megválasztása ugyan fontos szempont, de ugyanúgy a fluxus, illetőleg a szükséges membránfelület is. Ez típusonként eltérő lehet, ezért itt nem is térünk ki a részleteire. Ezen túl a választott iszapkor is befolyásolja az iszap szűrhetőségét, pontosabban a tartható szűrlet áramot

(fluxus). Az iszap szűrhetősége a nagyobb iszapkornál, nitrifikációnál kedvezőbb. Ettől függetlenül a membránfelület folyamatos eltömődése, illetőleg megakadályozása az üzemeltetés meghatározója (Kárpáti, 2017).

A szűrés stabilizálására a membrán felületét folyamatosan durva levegőbuborékokkal történő folyadékkeveréssel tisztítják (Zsirai et al. 2012). Erről korábban már említést tettem, ehelyütt sem akarok mélyebben a részleteibe menni, de néhány fontosabb paraméterét megemlítem. A habzástgátló vegyszereket rendszerint a membrán forgalmazói ajánlják az üzemeltetéshez, nehogy azok kárt okozzanak a membrán anyagában. Ugyanez igaz a vegyszeres tisztítások vegyszereire is. Előírják emellett a kezelés pontos menetét, gyakoriságát is. A mechanikus tisztítások berendezéseire Brepols és társai adtak részletes ajánlást (Brepols, 2008, 2010). A jó hatásfokú membrántisztítás mellett még az alábbi szempontok is erősen figyelembe veendőek:

- a vegyszerek tisztított vízbe jutásának a minimalizálása
- a vegyszer biológiai folyamatokkal egyeztetetősége
- membránkárosítás csökkentése
- munkaerőigény csökkentése
- vegyszerköltség csökkentése
- dolgozókra szóba jöhető veszély csökkentése

12.14.3 Levegőigény biológiához / membránfelület tisztán tartáshoz

A biológiai folyamatok, átalakítások levegőigényét a megfelelő terhelés, vízhőmérséklet alapján kell meghatározni (Fazekas et al. 2014). Ezen túl a szűrő tisztítására folyamatosan aláfújt levegő mennyiségét is tervezni kell, amit egyébként a membránokhoz előírnak. Onnan ugyan az oxigén egy része folyamatosan vissza is kerül a levegőztető medencébe, s ezt is figyelembe kell venni a levegőbevitelnél (Kárpáti, 2017). Mivel az ott a telítési értéknek mintegy 50-90 %-a, valamint ott az oxigénátvitel is rosszabb vízfázisba, amihez a durva buborékos levegőbevitel is hozzájárul, a nagymértékű „levegőpazarlás” abban az egységben történik. Optimalizálására számos javaslat készült, de azok még messze nem tekinthetők kellően éretnek, kielégítőnek.

12.15 MBR szennyvíztisztítás és a hagyományos eleveniszapos összehasonlítása

12.15.1 CAS és MBR rendszerek jellemző különbözőségei

Az egyre növekvő, jó minőségű ivóvíz igénye az MBR-el történő szennyvíztisztítást a jövő egyértelmű fejlesztési irányává tette. Fő oka, hogy a szűrőmembránoknál a szűrő egyértelmű fizikai gát a lebegő részecskék, baktériumok, protozoák visszatartására. Bár a vírusok méretüknél fogva átjuthatnak a membránon, a szűrőn kialakuló iszapréteg azonban annak a még finomabb szűrésével azok egy részét is visszatartani képes. A mikroszűrő membránok (MF) a maguk 0,1-0,2 mikronos névleges pórusméretével (ami esetenként 0,4 mikronig is elmehet) ritkán kerülnek beépítésre a szennyvíztisztításba. A 0,01 mikron névleges pórusméretű ultraszűrő membránok (UF) pórusmérete viszont 0,01-0,05 mikron tartományban van, amiért is lényegesen jobb szűrőhatást is biztosít. Ezzel ugyanakkor fokozott lesz az ilyen membránok eltömődés veszélye is. A tisztításnak a szűrést megelőző biológiai része ugyanakkor elég hasonló, bár jellemző különbségek azért bőven vannak.

Az MBR esetében az iszap viszonylag kisebb relatív tápanyagellátása ($F/M = (Q S_0 / V X)$) a mikroorganizmusok jobb BOI eltávolítását biztosítja. Adott Q és S_0 esetében két lehetőség van a relatív iszapterhelés csökkentésére. Első a reaktortérfogat növelése, amely esetenként nehézkes és gazdaságtalan, második az iszapkoncentráció növelése az adott reaktorban (Ben Aim és Semmens, 2002). Az utóbbi a tisztított víznek szűréssel történő elvételével lehetséges, amit az MBR rendszerek alkalmaznak. Ez a már említett fokozott iszapvisszatartás miatt a reaktorban a mikroorganizmusok eleveniszapostól és biofilmtől is eltérő szaporodását eredményezi. Természetesen azok teljesítményét az MBR-nél is meghatározza az ott kialakuló átlagos iszapkor ($SRT = (V X / q X_e)$). Az MBR-nél az X és X_e 3000 és 10-20 mg/l, míg az MBR-nél ezek 10-20 ezer, illetőleg nulla (a tisztított víz lebegőanyag mentes). Az MBR a nagyobb iszapkor révén a lassan szaporodó fajok visszatartásával jobb adaptációt biztosít a lassan bontható szennyezőanyagok, ipari szintetikus szennyezők eltávolításához is. Ez célszerűvé teszi azt ipari szennyvizek újrafelhasználásra történő tisztítására. Az iszapkor és iszapkoncentráció növelése az MBR tisztítókból iszapfozom csökkenést eredményez az eleveniszaposakéhoz képest.

Az MBR korábban is említett előnyei (jobb tisztítás, kisebb reaktortérfogat igény, kisebb iszapkezelési költség, kisebb alapterület igény) mellett vannak annak speciális igényei, többletköltségei is. Ezek elsősorban a mikroorganizmusok aprózódásának, fokozott biopolimer (Soluble Microbial Product – SMP) termelésének a következményei, ami elsősorban a megfelelő membrán megválasztását, fokozott tisztántartását igénylik. A hagyományos eleveniszapos tisztítás és az MBR néhány fontosabb jellemzőjét hasonlítva össze ezt érzékeltetendő az alábbi táblázat.

7. táblázat CAS és MBR szennyvíztisztítók fontosabb jellemzői, eltérései (WEF, 2012)

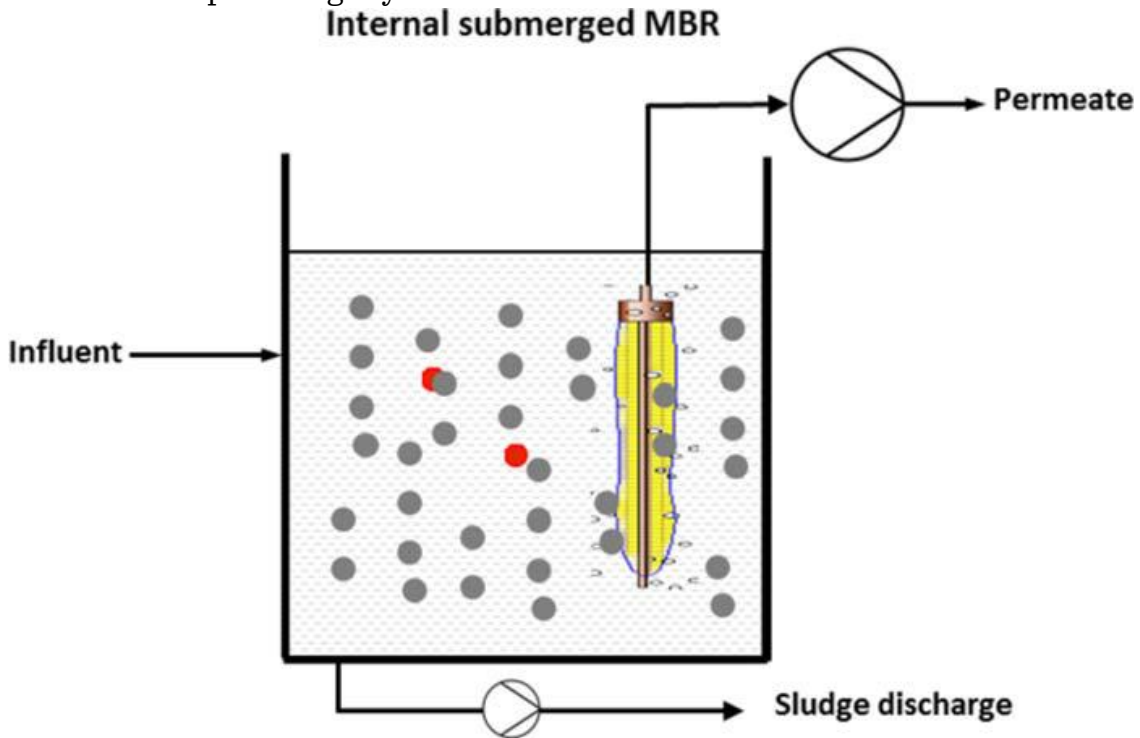
	CAS	MBR
Előszűrés	Nem kell	Kell (1-3 mm)
Reaktortérfogat	Nagyobb, mint az MBR adott STR tartásához	Kisebb, mint a CAS adott STR tartásához
Jellemző iszapkoncentráció	1 500 - 3 000 mg/L	4 000- 15 000 mg/L
Szükséges iszaprecirkuláció (nyersvízhozam %-ában)	50 – 100	300 – 500
Izapelvétele helye	Utóülepítő	MBR medence

Napjainkban sokféle MBR kialakítás, elrendezés ismeretes, de ezek mind két alapvető változatból fejlődtek ki. Egyik a levegőztető medence iszapfázisába merített (függesztett), másik a mellékágban kiépített UF kiépítés. A lakossági szennyvizek tisztításában az első két alváltozata, a közvetlenül a levegőztetett medencébe behelyezett, valamint a szeparált szűrőtérbe helyezett membrános változat az általánosan használatos. Az utóbbi hatékonyabb membrántisztítást, egyszerűbb vegyszeres tisztítást tesz lehetővé. a jobb levegőztetés a holt terek kialakulását is megakadályozza, jobb szűrt víz minőséget biztosítva azzal is. Sajnos ez valamivel nagyobb térfogatigénnyel és valamelyest bonyolultabb üzemeltetés igényével jár.

12.15.2 Levegőztetőben és szeparált térben elhelyezett UF megoldás

Rendkívül népszerű a biológiai folyamatokba történő közvetlen beépítése miatt (44. ábra). A membrán csövecskéiből a tiszta vízfázis vákuummal kerül elszívásra, míg az iszap a medencében marad. Kedvezőbb az energiaigénye és egyszerűbb a fölösiszap-eltétele is. Különösen akkor jó megoldás, ha a

tisztításnál keletkező iszap jól szűrhető, bár ekkor is viszonylagosan nagy szűrőfelület beépítését igényli.



44. ábra Az iszapos vízbe merített szűrőmembrán elvi kialakítása

A vékony szűrőcsöves (kapillárisos) membránok kedvezően a vízbe merített szűrők esetén, bár lapmembránokat is próbáltak korábban így alkalmazni. A vastagabb szűrőcsövekkel működő membránok a mellékági, fordított irányú szűrésre alkalmasak igazán. Minden ultraszűrő megfelelő tartórendszerbe van beépítve, amely biztosítja a szűret és permeátum megfelelő elkülönítését. A membráncsővecskék a membrán kazettákban kellően lazán kell, hogy elhelyezve legyenek, hogy közöttük az iszapos víz kellően keveredhessen. Ezt egyébként alapvetően az alulról történő levegőztetés biztosítja. A membrán kazetták között az iszapos víz áramlása függőleges és vízszintes irányú is lehet. Az iszap szeparációjára az alábbi három elvileg szóba jöhető ultraszűrő típus és főbb jellemzői főbb jellemzőit láthatók:

8. táblázat Iszapszeparációra használható ultraszűrő típusok

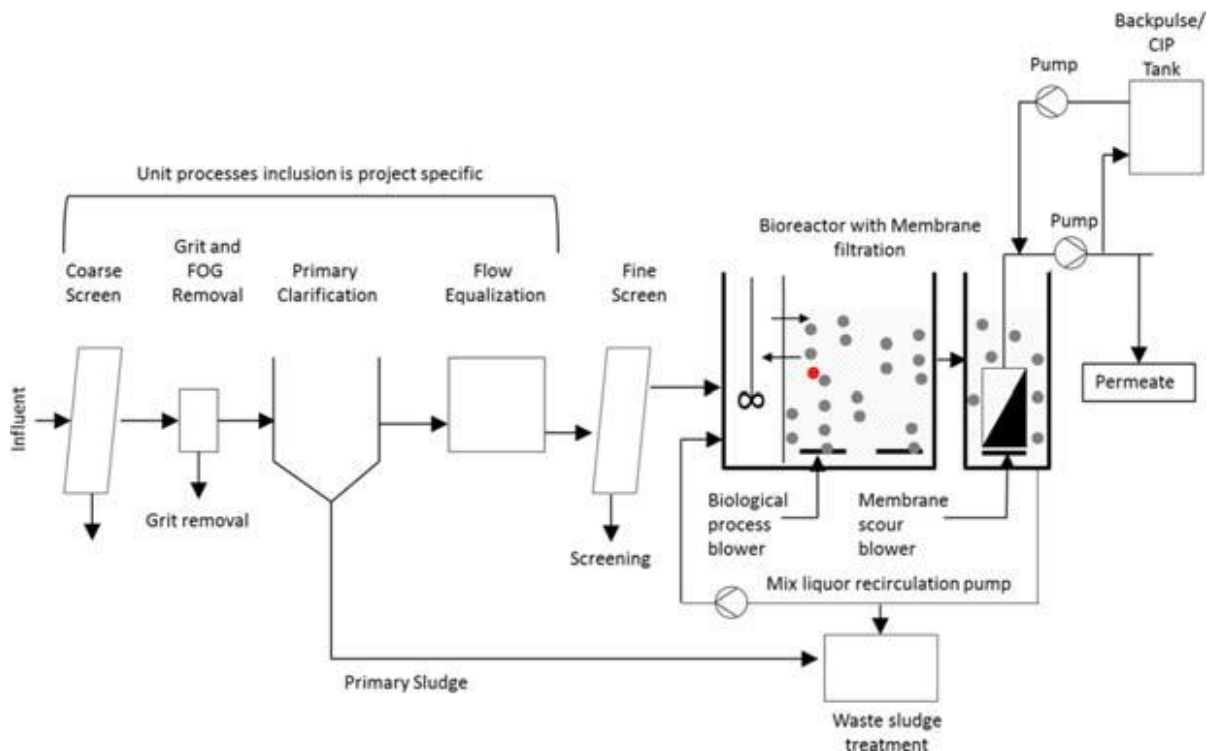
Üzemi jellemző	Lapmembrán	Kapilláris	Csőmembrán
Megengedhető fluxus	közepes – nagy	nagy	nagy
Membránsűrűség	közepes	közepes	kicsi
Eltömődési hajlam	mérsékelt	mérsékelt	kicsi
Tisztíthatóság	rossz (visszamosás)	mérsékelt	jó
Energiaigény	közepes-nagy	közepes	nagy
Beruházásigény	közepes-nagy	közepes	nagy

Általános tapasztalat, hogy a levegőztető medencében elhelyezett ultraszűrő membránok 5 évet, míg a szeparált szűrőtérbe helyezettek 7 év folyamatos üzemelést bírnak ki, melyet követően a fizikai károsodásuk, nem tisztítható eltömődésük miatt membráncserére van szükség (Cote et al. 2012). Ennek bekövetkezését lehet valamelyest kitolni a nyers szennyvíz megfelelő, finom előszűrésével, valamint a membránok szeparált szűrőtérben történő elhelyezésével. Az utóbbiban jobb levegőellátással a membránok felülete jobban tisztítható, megújítható a kialakuló szűrő iszaprétegtől. Természetesen ennek a rétegnek a ciklikus visszaöblítése is elengedhetetlen, amit külön szivattyúval, vagy központi mosó-öblítő rendszerrel (CIP) kell biztosítani. A teljes rendszerkialakítást ezekkel a karbantartó műveletekkel együtt mutatja be a 45. ábra.

AZ MBR a megnövelt iszapkoncentrációjával 0,8-1,5 kg KOI/m³d térfogati teljesítménnyel is működhet, szemben a hagyományos eleveniszapos megoldás (CAS) 0,4-0,8 kg KOI/m³d fajlagosával. Ez kisebb reaktortérfogat igényt jelent, de vele szemben az iszapkoncentrációval arányosan nő a membránok eltömődési hajlama. Ezért nem célszerű a z MBR-el sem 1,5 kg KOI/m³d térfogati terhelés fölé menni. Ipari szennyvizeknél ez célszerűen kisebb is kell, legyen. A nagyon nagy iszapterhelés egyébként fokozott EPS termelést is generál, ami a membrán eltömődését ugyancsak gyorsítja. A nagyobb iszapkor ugyanakkor az elszaporodó protozoák és magasabb rendű szervezetek révén az iszapteleket fogyasztva kedveznek az iszap eltömődése tekintetében. Az iszap habzása is megfigyelhető az MBR tisztításnál, amely a hab hidrofóbicitását is jelenti, s rendszerint a membrán permeabilitásának csökkenését eredményezi.

A permeabilitást, a már említett iszapréteg, vagy iszaplepeny membrán felületén történő kialakulása okozza. Ez a membránban kialakított szűrővákuum növekedésével arányosan növekszik, ami a szűrőteljesítmény, a fluxus vele járó csökkenését okozza. A membrán eltömődése a pórusok valamilyen mechanikus eltömődéséből eredhet, de lehet az a pórusokra kiváló vízkő, vagy egyéb szilárd sók eredménye is. Az elsőt a gyakoribb visszaöblítések, a szűrés időszakos leállítása csökkentheti, szüntetheti meg, az utóbbit viszont ritkábban, megfelelő vegyszeres tisztítással lehet csökkenteni. A fentiekhez szükséges ciklusokon belül az membránszűrés vagy állandó membrán nyomáskülönbséggel (Transmembran Pressure – TMP), vagy állandó fluxussal (folyadék elvétellel) üzemeltethető. A gyakorlatban az állandó fluxus tartása a jellemzőbb. Ha azonban közben a TMP eléri az előre beállított határértéket, a

viisszamosást kell indítani. Természetesen a beállításnak biztosítani kell a szűrletben az előírt minőségi paramétereket.



45. ábra Egy MBR szennyvíztisztító rendszer és fő elemei (WEF, 2012).

A membránszűrő ciklusában is folyamatosan gondoskodni kell az iszapréteg vastagságának csökkentéséről, s ezzel a szűrőteljesítmény minél hosszabb ideig történő fenntartásáról. A gyakorlatban legtöbbször alkalmazott megoldások a következők:

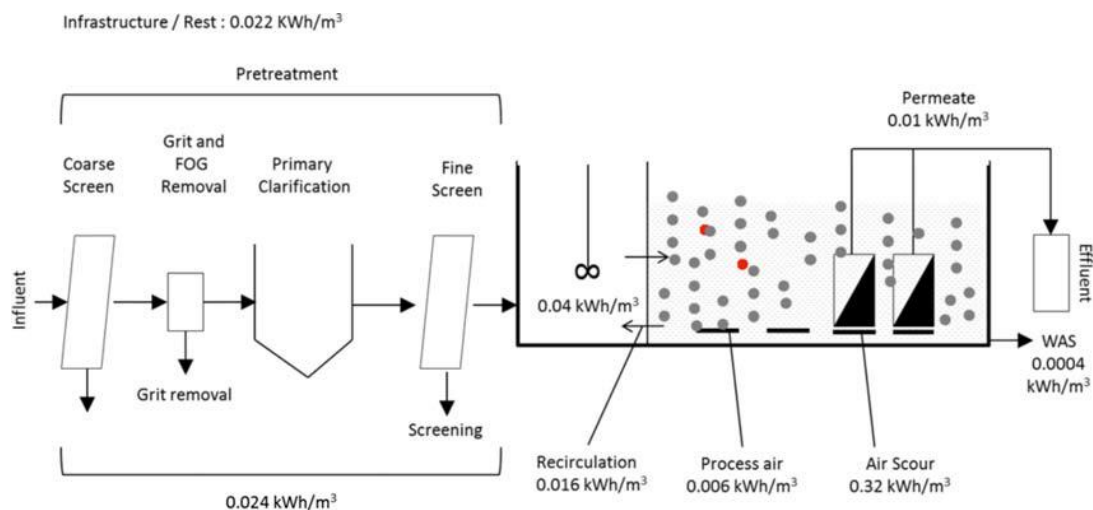
- Levegőárammal történő membránfelület tisztítás iszapoldalon, vagy membránon át
- Időszakos szűrés leállítás levegőztetés mellett
- Adsorbens/koaguláns bevitele az iszapba (AC ajánlott)
- Membrán visszamosás
- Vegyszeres membrántisztítás
- Mechanikus tisztítás

Az utóbbi a mechanikusan el nem távolítható anyagok feloldására, eltávolítására szolgál. A szerves anyagokat Na-hipoklorittal, a szervesetleneket savakkal, esetenként tömény lúggal lehet eltávolítani. A vegyszeres tisztításnak is több változata lehet: fenntartó tisztítás (0,5-1 óra), időszakos fokozott tisztítás (mintegy két órással évente 1-2 alkalommal). A mechanikus tisztítás külső

vízárammal, vagy kézzel is történhet. A CIP rendszer használatának veszélye a hipó-oldat bekerülése az iszapfázisba, s azzal a mikroorganizmusok károsítása. Ezért rövid ideig, s megfelelő átöblítéssel kell az végezni. Külső membránoknál az ilyen tisztítás gyakorisága 1-2 hónap, míg az iszapos vízbe merülőknél 2-6 hónap.

A fentieknek megfelelően az MBR tisztítóknál a legnagyobb levegő, s vele együtt energiafogyasztó a membrán felszínének a folyamatos tisztítása. Egy kellően optimalizált MBR üzemeltetésnél az összes energiaigény 65 %-át az említett membránfelület átöblítés, levegőztetés igényli. A levegőztetésre ezen túl 22 % elegendő. Megjegyzendő azonban, hogy a membrántérben is hasznosít az iszap elég jelentős mennyiségű oxigént az oda bevitt mennyiségből. A levegőztető medencén túli keverések és az iszaprecirkuláció csak további 12 %-al terheli a teljes energiaigényt (Krause and Dickerson, 2011). Az MBR tisztításra jellemző energiaigényeket jól mutatja a 46.

Az iszapba merülő membránok esetén is a szeparált térben elhelyezett szűrők több energiát fogyasztanak. Napjainkra viszont velük szemben a külső membrános szeparáció optimalizálása speciális levegő beviteles belső oldali membrántisztításnál igen kedvező eredményeket ért el, bizonyítva, hogy versenyképesek az iszapba merített membrános megoldásokkal.



46. ábra MBR szennyvíztisztítás napjainkban elérhető energia-fajlagosai (Krause and Dickerson, 2011).

A hagyományos eleveniszapos szennyvíztisztítás (CAS) fajlagos energiaigénye már évtizedek óta 0,4-0,8 kWh/m³. Az ezredfordulóra a membrános iszapba

merített változatainál ez a fajlagos 1 kWh/m^3 értékre csökkent. Napjainkban már gyakran számolnak be $0,5 \text{ kWh/m}^3$ értékekről is, ami már nagyon közeli a CAS rendszerek fajlagosához (Krzeminski et al. 2011). A membrános iszap-szeparációval ugyanakkor a lakossági szennyvizekből egy további újrafelhasználásra, sokkal kevesebb költséggel hasznosítható tisztított vizet lehet előállítani.

12.16 MBR / hagyományos AS tisztítás hatékonysága

A szennyvíz biológiai tisztítása mindkettőben elvileg azonos. A membránszeparáció esetén azonban a több finom kolloid és makromolekula tartható vissza a lebegő iszapon adszorbeálódva, így a szűrt víz szerves anyag tartalmában (KOI) tisztább lesz. Ehhez a vele járó nagyobb mértékű szerves anyag lebontás is hozzájárul (Cote et al. 1997; Engelhardt et al. 1998; Judd, 2008). A membránon szűrt víz így alkalmasabb további tisztításra, fordított ozmózist követő újrafelhasználásra.

Az eleveniszap ultraszűrt vize $<1 \text{ mg/l}$ lebegő anyagot, $0,2 \text{ NTU}$ zavarosságot és tízezerszeres víruscsökkentést biztosíthat, természetesen a membrán névleges pórusmérete függvényében. A patogén baktériumokat gyakorlatilag teljesen eltávolítja. Ezzel a hagyományos AS rendszerek KOI eltávolítását 95% -ról $96-99\%$ -ra növeli (Berube et al. 2010). Jó hatásfokú nitrogén és foszfor eltávolítás mindkét rendszerrel hasonlóképpen érhető el (Drews et al. 2005).

12.16.1 Iszaptermelés és kezelés

A fajlagos iszaptermelés elvileg nagyobb a membránszűrésnél az említett jobb szűrés révén, ugyanakkor a szükséges nagyobb iszapkor iszaphozam annál csökkentő hatású. Mindenképpen megemlítendő, hogy az MBR tisztításnál a primer iszap termelése lényegesen kisebb, mint a hagyományos AS rendszereknél. Az előülepítést az előbbieknél egy finomabb mechanikus szűrés helyettesíti, ami átlagosan 30% -al több lebegő részt hagy a nyersvízben, mint az előülepítés (Jimenez et al. 2010). Az iszap tovább-feldolgozása a két megoldásnál egyébként közel megegyező (WEF, 2012).

Az MBR esetén az iszap a nagyobb fonalas baktérium tartalma miatt gyengébben centrifugálható, flotálható, de végső soron igen hasonló flokkulálószer-dózissal dolgozható fel mindkét esetben (Chu et al. 2007; Galil & Jacob, 2009; Khongnakorn & Wisniewski, 2007). Az MBR telepeknél a nagyobb

iszapkoncentráció miatt ritkább az iszapelvételek és víztelenítés igénye, frekvenciája, sőt külön iszap tározásra sincs igény ezek előtt.

12.16.2 A tisztítás szükséges helyigénye, költsége, energiafelhasználása

Ez az MBR tisztítók másik nagy előnye a jobb vízminőség mellett. Nem kell esetükben elő és utóülepítő. A nagyobb iszapkoncentráció kapcsán kisebb alapterület kell a biológiai medencéknek is. (Brepols et al. 2008). Mivel ez iszapkoncentráció növelést is jelent az MBR tisztításnál, annak jelentős levegőigénye jelentkezik, részben a rosszabb oxigénátvitel, részben a membránok folyamatos, intenzív levegőztetéssel történő felületi tisztítása kapcsán (Lesjean et al. 2011). Mivel a tisztítás igénye és mértéke eltérő, nehéz általános összehasonlítást végezni. Bár a beruházás és levegőztetési energia igény az MBR-nél nagyobb, a kisebb területigény és gyorsabb kiépítés lehetősége a különbséget csökkenti (Lesjean et al. 2011, 2004; Pearce, 2008). Az MBR kiépítésnél kevés esetben ugyan sikerült már 0.35–0.5 kWh/m³ fajlagos energiaigényt is elérni (Lesjean et al. 2004), nagyüzemi berendezések esetén ez 1.0 kWh/m³ körül alakul. Ez az eleveniszaposok átlagának a duplája. Kisebb egységeknél, mint az hagyományos AS tisztításnál is jellemző, nagyobb a fajlagos energiaigény, 1.2–1.5 kWh/m³ (Judd, 2011), vagy még annál is nagyobb. Persze az ilyen méretű hagyományos AS tisztításnál is ugyanez a helyzet.

12.16.3 Az MBR tisztítás viszonylagos előnye, membrán karbantartás

Legjelentősebb a jobb tisztított víz minőség, a kisebb alapterület igény, kisebb iszaptermelés és a rugalmasabb üzemeltethetőség (Visvanathan et al. 2000; WEF, 2012). Az MBR esetén nincs iszapduzzadás veszélye, bár speciális membrántisztítási igény jelentkezik. A MBR kompaktabb, zártabb, szagtalanabb. Jobb fonalas visszatartást, mikrobiális szelekciót biztosít (Cicek et al. 2001; Rosenberger and Kraume, 2002). Nagyobb iszapkoncentrációja révén nagyobb stabilitást, változó koncentrációjú illetőleg töményebb szennyvizek fluktuáló fogadását is biztosíthatja (Xing et al. 2000). Nagyobb iszapkora révén nagyobb iszap hidrolízisével (Liu and Tay, 2001), valamint elszaporodó iszapemésztő, predátor szervezeteivel (Ghyoot and Verstraete, 2000) egyaránt az iszapfogyás csökkenését biztosítja. Ez stabilabb iszapot eredményez, mint a

hagyományos eleveniszapé. Abban a nehezen bontható szerves anyagok részaránya is kisebb (Cicek et al. 1999).

A membrán érzékeny a durvább szilárd szennyezésekre, hajra, szálas anyagokra, ezért a nyersvíz előszűrése legtöbb esetben elengedhetetlen (Frechen et al. 2006; Schier et al. 2009). Ha azonban a reaktor fedetlen, a külső szennyezés bejutása is komoly veszély. A membrán pórusainak eltömődését mikroorganizmusok, extracelluláris polimer anyagok, sejtmarmadványok, is előidézhetik (Meng et al. 2009). A folyamatos üzemeltetés ezért csakis annak a megfelelő, folyamatos tisztításával lehetséges. Ilyenek a membrán durva buborékos levegőztetése, a szűrés ciklikus szüneteltetése, időszakos visszaöblítés, valamint kémiai tisztítás (WEF, 2012). A membrán meghibásodása ugyanakkor külső szennyezők, és szerelési pontatlanságok eredménye is lehet. A tisztító vegyszer, és a membrán szükségesnél hosszabb kontaktja is eredményezhet ilyen meghibásodást (Childress et al. 2005; Doyen et al. 2010; Gijbbersen-Abrahamse et al. 2006).

12.16.4 Membránválasztás, üzemi fluxus, iszapkor és iszapkoncentráció

A membrán robusztus, stabilan beépített, ugyanakkor vegyszerálló, biológiailag bonthatatlan is kell, legyen (Pearce, 2008). A tervezett, illetőleg alkalmazott folyadékterhelés (fluxus) a beépítendő membránfelület meghatározója. Ez is alapterület-igény meghatározó egysége a tisztítónak, de az üzemeltetési költségeknek, a membrántisztításnak, levegő és vegyszer igénynek is. Az MBR tisztítók túlzott, 100 nap körüli iszapkorral és 30 g/l iszapkoncentrációval üzemeltek kezdeti időszakukban. Ma már 10-20 nap közötti az iszapkor és 10-15 g/l közötti az iszapkoncentráció a korszerű AS-MBR szennyvíztisztítóknak

12.16.5 Az MBR terjedésének hajtóerői a lakossági szennyvíztisztításban

A fejlődés lehetőségét biztosítja, hogy széles üzemméret tartományban építhetők és üzemeltethetők. Lehetnek azok kisméretű egyedi tisztítók, vagy akár nagyméretű lakossági szennyvíztelepek is megfelelő automatizáltsággal, üzembiztonsággal (WEF, 2012). Annak ellenére, hogy a kezdeti időszakban (múlt század kilencvenes évei) a decentralizált rendszereknél (4-5000

lakosegyenérték - LEÉ) igen sok telep épült típusberendezésként (Fane, 2004), azok messze nem voltak költséghatékonyak. Talán csak az igen kis méreteknél (<50 LEÉ) voltak igazán szerencsések, különösen ahol a víz újrafelhasználására is sor kerülhetett (Lesjean et al. 2011). Az adott mérettartományban történő gyakori kiépítését a nagy fajlagos tisztítási költségük ellenére a tisztítási paraméterek lazasága tette lehetővé (Stüber et al. 2010).

Alapfeltétele persze az MBR rendszerek üzemeltetésének az üzemeltetők megfelelő előképzettsége, kiképzése. Ez azzal együtt igaz, hogy tevékenyen igen keveset, vagy kevésszer kell beavatkozni az üzemeltetésbe (Lesjean et al. 2011). A levegőztetett medencékben kiépítésre kerülő membránszűrés kellő üzemeltetési tapasztalata (mintegy 20 év), mély megismerése, kis meghibásodási lehetősége keltett végül napjainkra kellő bizalmat ezek iránt a technológiák iránt. Az egyre növekvő számú ilyen szennyvíztelep persze más oldalról a tisztítási követelmények szigorodásának is következménye. Előnyüket a hagyományos eleveniszapos rendszerekkel szemben főképpen a kis területigény és a kitűnő tisztított víz minőség fokozza. Vízhányos területeken a jövőben további expanziójukkal lehet számolni (Judd, 2011; Oppenheimer et al. 2012).

12.17 Zárszó

Jelen tanulmány a napjainkban már lassan hagyományosnak tekinthető aerob szennyvíztisztítás membránszűréssel kiegészített változatait kívánta áttekinteni. Bár a lakossági szennyvizek biológiai tisztításának a várható alakulását elemző részben hangsúlyos szerepét jeleztem az anaerob lakossági szennyvíztisztítás feltételezhető alakulásában, annak a megvalósulását két lépcsőben történő megvalósításnak értékeltem. Ennek megfelelően az ultraszűrés anaerob reaktorokba történő beépítését a tanulmányban egyáltalán nem ismerttettem. Pedig ezeknél is kellő fontossága van már ma is, különösen az ipari szennyvizeknél. Ezek a szennyvizek azonban lényegesen töményebbek, mint a lakosságiak, s a legnagyobb gond esetükben talán nem is a lebegő iszap visszatartása, hanem a lebegő részekkel történő tisztított vízszennyezés, ami esetleg további biológiai tisztítást igényel. Az ilyen utótisztítások hagyományos biológiai lévén, igen sokfélék lehetnek. Fontos szerepe van már ma is a membránszűrésnek a hulladéklerakók alól származó csurgalékvizek mechanikus tisztításánál, amit két lépcsős fordított ozmózis (RO) megoldással

tudnak napjainkban biztosítani. Ezekre a lehetőségekre sem tértem ki ebben a tanulmányban.

12.18 *Köszönetnyilvánítás*

A munka kidolgozásának támogatásáért köszönet a Pannon Egyetem GINOP-2.3.2-15-2016-00016 azonosító számú „Vízbázis-védelem, moduláris, mobil vízkezelő rendszerek és szennyvízkezelő technológiák fejlesztése a Pannon Egyetem bázisán hazánk dinamikus export növekedésének elősegítése érdekében” című projektjének.

12.19 *Hivatkozások*

- Batstone, D. J., Hülsen, T., Mehta, C.M., Keller, J (2015) Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. *Chemosphere* 140 (2015) 2–11.
- Batstone, D.J., Virdis, B. (2014) The role of anaerobic digestion in the emerging energy economy. *Curr. Opin. Biotechnol.* 27, 142–149.
- Ben Aim, R. and Semmens, M. J. (2002). Membrane bioreactors for wastewater treatment and reuse: a success story. *Water Science and Technology*, 47(1), 1–5.
- Berube, P., Isabel, C. E. and Andrea, I. S. (2010). Membrane Bioreactors: Theory and Applications to Wastewater Reuse, Chapter 9. In: *Sustainability Science and Engineering*, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 255–292.
- Brepols, C., Dorgeloh, E., Frechen, F. B., Fuchs, W., Haider, S., Joss, A., de Korte, K., Ruiken, Ch., Schier, W., van der Roes, t H., Wett, M. and Wozniak, Th. (2008). Upgrading and retrofitting of municipal wastewater treatment plants by means of membrane bioreactor (MBR) technology. *Desalination*, 231(1–3), 20–26.
- Childress, A. E., Le-Clech, P., Daugherty, J. L., Chen, C. and Leslie, G. L. (2005). Mechanical analysis of hollow fiber membrane integrity in water reuse applications. *Desalination*, 180(1–3), 5–14.
- Chu, C. P., Wu, C. M., Wu, Y. S., Lin, C. C. and Chung, Y. J. (2007). Structural analysis and dewatering characteristics of waste sludge from WWTP MBR. *Separation Sci. and Technology*, 42(16), 3713–26.
- Cicek, N., Franco, J., Suidan, M. and Urbain, V. (1999). Effect of phosphorus on operation and characteristics of MBR. *Journal of Environmental Engineering*, 125(8), 738–746.
- Cicek, N., Macomber, J., Davel, J., Suidan, M. T., Audic, J. and Genestet, P. (2001). Effect of solids retention time on the performance and biological characteristics of a membrane bioreactor. *Water Science and Technology*, 43, 43–50.
- Cordell, D., Rosemarin, A., Schröder, J.J., Smit, A.L. (2011) Towards global phosphorus security: a systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere* 84, 747–758.
- Cote, P., Alam, Z. and Penny, J. (2012). Hollow fiber membrane life in membrane bioreactors (MBR). *Desalination*, 288, 145–151.
- Cote, P., Buisson, H., Pound, C. and Arakaki, G. (1997). Immersed membrane activated sludge for the reuse of municipal wastewater. *Desalination*, 113(2–3), 189–196.

- DiFrancesco, C.A., Kramer, D.A., Apodaca, L.E. (2010) Nitrogen (Fixed) – Ammonia Statistics. U. S. Geological Survey (USGS) technical report, 2010.
- Doyen, W., Mues, W., Molenberghs, B. and Cobben, B. (2010). Spacer fabric supported flat-sheet membranes: A new era of flat-sheet membrane technology. *Desalination*, 250(3), 1078–1082.
- Drews, A., Evenblij, H. and Rosenberge, r S. (2005). Potential and drawbacks of microbiology–membrane interaction in membrane bioreactors. *Environmental Progress*, 24(4), 426–433.
- Engelhardt, N., Firk, W. and Warnken, W. (1998). Integration of membrane filtration into the activated sludge process in municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 38(4–5), 429–436.
- Fane, A. G. (2004). Exploration of the potential of membrane technology for sustainable decentralized sanitation, 23–26 April 2003, Villa Serbelloni, Bellagio, Italy. *Journal of Membrane Science*, 228(2), 127–128.
- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács. Zs. 2014. Szennyvíztisztítás korszerű módszerei. Egyetemi jegyzet, Pannon University. Veszprém, Hungary
- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács. Zs. 2015. Biofilmes szennyvíztisztítás. Egyetemi jegyzet, Pannon University. Veszprém, Hungary
- Fertecon, (2013) Ammonia Report: Weekly Review of the Ammonia Market.
- Foley, J., de Haas, D., Hartley, K., Lant, P. (2010) Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water Res.* 44, 1654–1666.
- Frechen, F. B., Schier, W. and Wett, M. (2006). Pre-treatment of municipal MBR applications in Germany – current status and treatment efficiency. *Water Practice & Technology*, 33(12), doi: 10.2166/wpt.2006.057.
- Fuchs, W., Braun, R. and Theiss, M. (2005). Influence of various wastewater parameters on the fouling capacity during membrane filtration. In: *Proceedings of the International Congress on Membranes and Membrane Processes (ICOM)*, 7–10 June, Seoul, Korea.
- Galil, N. I. and Jacob, L. (2009). Comparative characterization of biosolids from a membrane bioreactor and from a sequencing batch reactor. *Environmental Engineering Science*, 26(5), 1001–1008.
- Gallucci, F., Basile, A. and Hai, F. I. (2011). Introduction – a review of membrane reactors. In: *Membranes for Membrane Reactors: Preparation, Optimization and Selection*, A. Basile and F. Gallucci (eds), John Wiley & Sons, Ltd, West Sussex, PO19 8SQ, United Kingdom, pp. 1–61.
- Ge, H., Batstone, D.J., Keller, J. (2013) Operating aerobic wastewater treatment at very short sludge ages enables treatment and energy recovery through anaerobic sludge digestion. *Water Res.* 47, 6546–57.
- Ghyoot, W. and Verstraete, W. (2000). Reduced sludge production in a two-stage membrane-assisted bioreactor. *Water Research*, 34(1), 205–215.
- Gijsbertsen-Abrahamse, A. J., Cornelissen, E. R. and Hofman, J. A. M. H. (2006). Fiber failure frequency and causes of hollow fiber integrity loss. *Desalination*, 194(1–3), 251–258.
- Goude, V. G. (2016) Wastewater treatment in microbial fuel cells e an overview. *Journal of Cleaner Production* 122 (2016) 287–307.
- Goude, V.G. (2015) Energy and water autarky of wastewater treatment and power generation systems. *Renew. Sust. Energy Rev.* 45, 52–68.
- Hai, F. I. and Yamamoto, K. (2011). Membrane biological reactors. In: *Treatise on Water Science*, W. Peter (ed.), Elsevier, Oxford, pp. 571–613.

- Hai, F. I., Nghiem, L. D. and Modin, O. (2013). Biocatalytic membrane reactors: Removal of recalcitrant and emerging pollutants. In: Handbook of Membrane Reactors (Volume 2), A. Basile (ed.), Woodhead Publishing, Cambridge, pp. 763–807.
- Hülsen, T., Batstone, D.J., Keller, J. (2014) Purple non-sulfur bacteria for nutrient recovery from domestic wastewater. *Water Res.* 50, 18–26.
- Hwang, J. H., Cicek, N. and Oleszkiewicz, J. A. (2009). Membrane biofilm reactors for nitrogen removal: State-of-the-art and research needs. *Water Science and Technology*, 60(11), 2739–2747.
- Jimenez, J., Grelier, P., Meinhold, J. and Tazi-Pain, A. (2010). Biological modelling of MBR and impact of primary sedimentation. *Desalination*, 250(2), 562–567.
- Judd, S. (2008). The status of membrane bioreactor technology. *Trends in Biotechnology*, 26(2), 109–116.
- Judd, S. (2011). Chapter 1 – introduction. In: *The MBR Book*, S. Judd and C. Judd (eds), 2nd edn, Butterworth–Heinemann, Oxford, pp. 1–54.
- Kárpáti, Á. (2016) Szennyvíztisztítás – energetika – gazdálkodás a lakosság/települések szennyvízeinek tisztításában. *Hírcsatorna* (3) 6-21.
- Kárpáti, Á. (2017) Szennyvíziszapok – újrahasznosítási lehetőségek – EU gyakorlat. *Hírcsatorna* (1) 20-38.
- Kárpáti, Á. (2017) Szennyvíziszap égetés hamujának jelenlegi sorsa, felhasználhatósága. *Hírcsatorna* (2) 8-21.
- Kárpáti, Á. (2017) Hagyományos eleveniszapos szennyvíztisztítás bővítése ultraszűrős iszap szeparációval. *Hírcsatorna* (4) Megjelenés alatt
- Khandan, N., Selvaratnam, t., Pegallapati, A.K. (2014) Options for energy recovery from urban wastewaters. In: 9th Conference on Sustainable Development of Energy, Water, and Environmental Systems. SDEWES2014.0596-1.
- Khongnakorn, W. and Wisniewski, C. (2007). Production of sludge in a submerged membrane bioreactor and dewatering aspects. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, 5, doi: 10.2202/1542–6580.1416.
- Krause, S. and Dickerson, D. (2011). Energy efficient MBR process. In: *Membrane Bioreactor Technology*, Volume 1, Water Treatment Academy, Bangkok, Thailand.
- Krzeminski, P., van der Graaf, J. H. and van Lier, J. B. (2012). Specific energy consumption of membrane bioreactor (MBR) for sewage treatment. *Water Science and Technology*, 65(2), 380–392.
- Lesjean, B., Rosenberger, S., Schrotter, J.-C. and Recherche, A. (2004). Membrane-aided biological wastewater treatment – an overview of applied systems. *Membrane Technology*, 2004(8), 5–10.
- Lesjean, B., Tazi-Pain, A., Thauere, D., Moeslang, H. and Buisson, H. (2011). Ten persistent myths and the realities of membrane bioreactor technology for municipal applications. *Wat. Sci. Tech.*, 63(1), 32–39.
- Liao, B.-Q., Kraemer, J. T. and Bagley, D. M. (2006). Anaerobic membrane bioreactors: Applications and research directions. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36(6), 489–530.
- Liu, Y. and Tay, J.-H. (2001). Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process. *Biotechnology Advances*, 19(2), 97–107.
- Logan, B. E. and Rabaey, K. (2012). Conversion of wastes into bioelectricity and chemicals by using microbial electrochemical technologies. *Science*, 337(6095), 686–690.

- Logan, B.E. (2004) Peer reviewed: extracting hydrogen and electricity from renewable resources. *Environ. Sci. Technol.* 38 (9), 160A-167A.
- Logan, B.E. (2008) *Microbial Fuel Cells*. John Wiley & Sons.
- Maurer, M., Schwegler, P., Larsen, T., 2003. Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. *Water Sci. Technol.* 48, 37–46.
- McCarty, P.L., Bae, J., Kim, J. (2011) Domestic wastewater treatment as a net energy producer - can this be achieved? *Environ. Sci. Technol.* 45 (17) 7100-7106.
- Mehta, C.M., Batstone, D.J. (2013) Nucleation and growth kinetics of struvite crystallization. *Water Res.* 47, 2890–2900.
- Meng, F., Chae, S.-R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H.-S. and Yang, F. (2009). Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): membrane fouling and membrane material. *Water Research*, 43(6), 1489–1512.
- Oppenheimer, J., Rittmann, B., DeCarolis, J., Hirani, Z. and Kiser, A. (2012). Investigation of Membrane Bioreactor Effluent Water Quality and Technology. Report Number WRF-06–007, WaterReuse Research Foundation, Alexandria, Virginia.
- Pearce, G. (2008). Introduction to membranes – MBRs: manufacturers’ comparison: Part 1. *Filtration and Separation*, March, 28–31.
- Pearce, G.K. (2008) UF/MF pre-treatment to RO in seawater and wastewater reuse applications: a comparison of energy costs. *Desalination* 222, 66–73.
- Rosenberger, S. and Kraume, M. (2002). Filterability of activated sludge in membrane bioreactors. *Desalination*, 146(1–3), 373–379.
- Schier W., Frechen, F. B. and Fischer, St. (2009). Efficiency of mechanical pre-treatment on European MBR plants. *Desalination*, 236(1–3), 85–93.
- Schrader, G. A., Zwijnenburg A. and Wessling M. (2005). The effect of WWTP effluent zeta-potential on direct nanofiltration performance. *Journal of Membrane Science*, 266(1–2), 80–93.
- Sengupta, S., Pandit, A. (2011) Selective removal of phosphorus from wastewater combined with its recovery as a solid-phase fertilizer. *Water Res.* 45, 3318–3330.
- Smil, V. (2001) *Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the Transformation of World Food Production*. MIT Press.
- Smith, C. V., Gregorio, D. O. and Talcott, R. M. The use of ultrafiltration membranes for activated sludge separation. In: *Proceedings of the 24th Annual Purdue Industrial Waste Conference*, 1969 Lafayette, IN, USA, pp. 1300–1310.
- Stillwell, A.S., Hoppock, D.C., Webber, M.E. (2010) Energy recovery from wastewater treatment plants in the US: A case study of the energy-water nexus - *Sustainability* 2 (4) 945-962.
- Stüber, J., Schallehn, F., Lüdicke, C., Lesjean, B., Gnirss, R. and Kraume, M. (2010). Economical Evaluation of Decentralised MBRs Achieving Varying Effluent Qualities. *IWA World Water Congress*, 20–24 September, Montreal, Canada.
- Verstraete, W., Van de Caveye, P., Diamantis, V. (2009) Maximum use of resources present in domestic “used water”. *Bioresour. Technol.* 100, 5537–5545.
- Visvanathan, C., Aim, R. B. and Parameshwaran, K. (2000). Membrane separation bioreactors for wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(1), 1–48.
- WEF (2012). *Membrane Bioreactors*, WEF Manual of Practice No 36. McGraw-Hill, New York.
- Wett, B., Omari, A., Podmirseg, S.M., Han, M., Akintayo, O., Gómez Brandón, M., Murthy, S., Bott, C., Hell, M., Takács, I., Nyhuis, G., O’Shaughnessy, M. (2013) Going for mainstream

- ammonification from bench to full scale for maximized resource efficiency. *Water Sci. Technol.* 68, 283–289.
- Winkler, M.K.H., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M.C.M. (2012) Integration of anammox into the aerobic granular sludge process for main stream wastewater treatment at ambient temperatures. *Water Res.* 46, 136–144.
- Xing, C. H., Tardieu, E., Qian, Y. and Wen, X. H. (2000). Ultrafiltration membrane bioreactor for urban wastewater reclamation. *Journal of Membrane Science*, 177(1–2), 73–82.
- Yamamoto, K., Hiasa, M., Mahmood, T. and Matsuo, T. (1989). Direct solid-liquid separation using hollow fiber membrane in an activated sludge aeration tank. *Water Science and Technology*, 21(4–5), 43–54.
- Yuan, Z., Pratt, S., Batstone, D.J. (2012) Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. *Curr. Opin. Biotechnol.* 23, 878–883.

13 Hagyományos eleveniszapos szennyvíztisztítás bővítése ultraszűrős iszapszeparációval.

Dr. Kárpáti Árpád
Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet

13.1 Összefoglalás

Napjainkban a membrán bioreaktor (MBR) a szennyvíztisztításban egy nagyon korszerűnek tűnő megnevezés. Az ilyen rendszerek egy hagyományos eleveniszapos bioreaktorból, s az utóülepítő helyett ahhoz valamiképpen kapcsolódó ultraszűrő membrán egységből állnak. Az ultraszűrő lehetővé teszi, hogy a gravitációs utóülepítőshöz képest a bioreaktor iszapkoncentrációja 3-4-szeresére növelhető legyen. Természetesen az utóülepítésnek, s az ultraszűrésnek is szükségszerűen jelentkeznek a bioreaktorra gyakorolt hatásai, üzemeltetési következményei. Az ülepítésnél ez az iszap szűrőhatása, valamint sűrűsödése, az ultraszűrésnél a permeabilitás változása, csökkenése a felületen kialakuló iszap, valamint az iszap rétegszűrését rontó komponensei koncentrációjának a növekedésével. Hogy az ultraszűrővel történő iszapszeparáció milyen változásokat okoz az eleveniszapban, s azok milyen módosításokat igényelnek a nitrogén és foszfor tápanyagok eltávolítása gyakorlatában, kialakításában, üzemeltetésében, ritkán magyarázzák a túlzottan általános berendezés leírások. A biológiai részletek pontosabb megismerése érdekében összegyűjtött alábbi rövid ismeretanyag az olvasó ilyen ismereteit próbálja kibővíteni.

13.1.1 Bevezetés

Az eleveniszapos szennyvíztisztítóknak a mára kialakult egy, kettő, vagy három különböző környezetet is biztosító, folyamatos betáplálású (átfolyású), és iszap-recirkulációjú változatait napjainkban a hagyományos eleveniszapos megnevezéssel (Conventional Activated Sludge – CAS) illetjük. A szakaszos betáplálású rendszerekben (SBR) a mikroorganizmusok váltakozó környezetigényét a betáplálás és levegőztetés, s velük együtt az utóülepítés ciklizálása biztosítja. Ezeknél az iszap ciklikus ülepítése is a reaktortérben történik. Ettől függetlenül eleveniszapjuk minőségében, a hagyományos eleveniszapos rendszerekével megegyező, így gyakorlatilag hagyományos

eleveniszapos tisztításnak tekinthetők. A biofilmes tisztítókat (BF) a biofilmjük eleveniszaposétól jelentősen eltérő oxigénellátottsága, munkája, összetételbeni rendezettsége miatt külön megnevezés illeti. Mindkét változatuknál (rögzített - fixed film-, vagy mozgó biofilm), de különösen a mozgó biofilmes megoldásoknál (Moving Bed Bioreactor - MBBR) a biofilm mellett jelentős mennyiségű lebegő iszap is részt vesz a tápanyagok eltávolításában. A lebegő iszap és a biofilm lebegő iszap -hibrid rendszerek- ultraszűréssel és lebegő iszap recirkulációval történő összekapcsolása ma még hiányzik a palettáról. Ezeknél a biofilm hordozóját szükségszerűen megfelelő mechanikus szűréssel kell visszatartani a biofilmes reaktortérben, hogy ne zavarja az iszap szeparációját az utóülepítőben, vagy SBR megoldásnál a reaktortérben.

A tizedmikron alatti résméretű ultraszűrő membrán beépítése a hagyományos, folyamatos betáplálású eleveniszapos tisztításba, a gravitációs utóülepítés helyére, kezdetben talán csak az iszapszeparációt kívánta egyszerűbbé, hatékonyabbá tenni. Ez természetesen a tisztított víz minőségében is jelentős javulást eredményezett. Hamarosan kiderült azonban, hogy hatása nem csak az ilyen rendszerekben kialakítható iszapkoncentrációra van, hanem magát az iszapot, annak szerkezetét, összetételét is alapvetően befolyásolja. A levegőztető kis iszapkoncentrációja mellett kialakuló pelyhes iszap az MBR-ben egy sokkal finomabb szerkezetű, szinte teljesen homogén fázissá alakult. Mivel a szűrés a medencetérből sok-sok vékony, szűrőblokkba függőlegesen rögzített, szűrő csövecske belső terébe történik, a külső felületükön kialakuló, koncentrálnódó szűrőréteg folyamatos eltávolításáról is gondoskodni kell, hogy a szűrőmembránok visszamosására ne legyen túl gyakran szükség. Ezt a membránok körüli folyadéktér alsó levegőbevitellel történő folyamatos mozgatásával, folyadékcserejével biztosítják. Ez részben módosítja a medencekialakítást, esetleg szeparált szűrőtér és megfelelő iszaprecirkuláció kialakítását teszi szükségessé. Elengedhetetlen az is, hogy az iszap összetételét, szerkezetét kedvezőbbé tegye a technológia a membrán eltömődésének a minimalizálására. Ezt az iszapban elszaporodó, kedvezőtlen szűrést eredményező mikroorganizmusok, extracelluláris mikrobiális termékek részarányának a visszaszorításával lehet elérni.

A két, funkciójában alapvetően eltérő egység tervezése is szükségszerűen, részben egymástól függetlenül történik, azonban elengedhetetlen, hogy a kölcsönhatásaikat is megfelelően ismerjük, pontosítsák, figyelembe vegyék. Ennek megfelelően az MBR technológia részletezése előtt a hagyományos eleveniszapos rendszer főbb jellemzőit veszem röviden sorra.

13.1.2 Hagyományos eleveniszapos szennyvíztisztítás gravitációs utóülepítéssel

Ennél a szennyvíztisztító típusnál a tisztítóba érkező szennyvíz homokfogás, majd előülepítést követően, vagy esetleg az utóbbi nélkül kerül a biológiai tisztítási lépcsőre. Az előülepítő a gyorsan ülepedő lebegő részeket távolítja el, s azokkal a biológiai terhelés jelentős részét is (30-45 %), csökkentve a biológiai lépcső bontható szerves anyag és iszapterhelését. A szennyvíz szerves anyagait, redukált és oxidált nitrogénformáit s foszfát tartalmát ezután a lebegő, vagy biofilmben rögzült mikroorganizmusok együttese (kevert iszapkultúra) immobilizálja, alakítja szennyvíziszappá (folyamatosan megújuló sejtjeivé és elhaló maradványukká és extracelluláris poliszacharid termékévé), miközben a szerves széntartalom mintegy felét széndioxidá oxidálja.

Az ülepített eleveniszapnak a döntő része ugyanakkor 1914, az utóülepítő recirkulációs eleveniszapos rendszer első szabadalmaztatása óta visszakerül a tisztítás elejére biztosítva a folyamatos mikrobiális beoltást a friss szennyvíz tisztítására. A keletkező iszapfázis (főlösiszap) C:N:P aránya a tisztítóban kialakuló iszapkortól, s magától a rendszerkialakítástól is függ, de elég pontosan behatárolható. Az eleveniszapos rendszerek ilyen munkáját, teljesítményét biztosító kiépítés a ma már általánosan használt, anaerob, anoxikus és oxikus medenceterek kombinációja (- A/O vagy A2/O technológiák – (Fazekes et al., 2014).

A tisztításnál keletkező iszapfázis (főlösiszap) utóülepítés után fenékiszapként távolítható el a rendszerből. Az ülepítés hatékonysága (lebegőanyag eltávolítás és sűrítés) az iszappelyhek flokkulációjától, kialakuló pehelyszerkezetétől függ. Ez részben a vízfázis szűrését, részben az iszapfázis sűrűsödését biztosítja. Javítására esetenként koagulánsokat, flokkulánsokat kell adagolni az iszapos vízhez az ülepítés előtt. Az így ülepített tisztított szennyvíz utószűrésére (homokszűrés) ritkán van szükség, így az általában nem is kerül kiépítésre.

Az SBR tisztítás időben ciklizálja a hagyományos eleveniszapos reaktorsoron kialakított műveleteket, az anaerob/anoxikus/oxikus környezetet, valamint az iszapszeparációt is. Ez eleve biztosítja az iszap visszaoltását. A biológiai tisztítások főlösiszapjai (szekunder iszap) mechanikus elővíztelenítés után az előülepítő gravitációsan elősűrített iszapjával (primer iszap) együtt rendszerint

anaerob iszaprohasztásra kerülnek energiataartalmuk egy részének hasznosítása, illetőleg mennyiségük csökkentése érdekében.

A biofilmes rendszereknél kisebb az „iszapterhelés”, s így a filmből leszakadó iszapfoham is. Ettől függetlenül a víz által lemosott „fölsiszapot” az ilyen rendszereknél is vissza kell tartani a tisztított vízből, amire ugyancsak utóülepítés szolgálhat. Az integrált eleveniszapos – biofilmes tisztításnál (IFAS) a keletkező fölsiszap részben a lebegve növekvő, szaporodó mikroorganizmusokból, részben a leszakadó biofilm részekből áll. A mozgó biofilm hordozókat (MBBR) szükségszerűen az utóülepítés előtt ki kell szűrni az iszapos vízből egy megelőző durvább szűréssel. Nagy biofilm hányad esetén nem is mindig szükséges az utóülepítőtől iszapot visszaforgatni.

Megjegyzendő, hogy hagyományos eleveniszapos tisztítók korábban oxidációs árkos kialakítással is nagy számban készültek az olcsóbb kiépítési költség miatt. A tápanyagbevitel és a levegőztetés terület menti váltakozó kialakítása eredményezett tisztább elfolyóvizet ezeknek is. Ma már lényegesen mélyebbek az ilyen elvű egységek, sőt belső „holt terek” kialakításának a foszforeltávolítás hatékonysága is fokozható lett azokban. Mindegyiknél szükségszerű azonban az utóülepítés, valamint az iszap recirkulációja, az így kialakított térben ciklikus eleveniszapos tisztításnál. A fenti hagyományos eleveniszapos tisztítók egyszerűek és széles körben alkalmazottak ugyan a szennyvíz szennyezőinek eltávolítására, azonban az ülepítéssel számos problémájuk is jelentkezik:

- Az utóülepítés a kisméretű partikuláris anyagok, a szabadon úszó egyedi sejtek és makromolekulák eltávolításában korlátozott hatékonyságú. Ez esetenként jelentős tisztított víz szennyezettséget eredményezhet. Az időszakosan változó hidraulikus és biológiai terhelés jelentős romlást okozhat az iszap flokkulációjában és sűrűsödésében. A fonalasodás okozta rosszabb flokkuláció és ülepedés ugyanakkor jobb iszapszűrő hatást biztosít. Ezeket a hatásokat, pontosabban azok előidézőit a gyakorlat fonalasodás, iszapduzzadás, iszaphabzás néven ismeri, s a tisztítás hatékonysága tekintetében nagyon kritikusnak tartja.

- A hagyományos eleveniszapos tisztítók utóülepítőit jól ülepedő iszapra tervezik. Jól ülepedő iszap kialakulása viszont nagymértékű szerves anyag mineralizációt, túlzott mértékű lebontást (oxidációt), túlzott mennyiségű iszaptömeget, s ahhoz iszaptérfogatot igényel, ami a beruházási költségeket, s az

amortizációt jelentősen növeli. Elvileg a tisztítás kisebb térfogatban is megoldható lenne, ha az utóülepítés gyorsabb lenne, s sűrűbb iszapot termelne.

13.2 Utóülepítés kiváltása iszapszűréssel - MBR technológia

A felsorolt problémák valamelyest csökkenthetők a gravitációs utóülepítés ultraszűrésre történő cseréjével. Ehhez persze a szűrők megfelelő finomítására, kialakítására volt szükség. Olyan szűrőket kellett kialakítani, melyek a megfelelően kis résméret mellett nagy szűrőfelülettel rendelkeznek. Ezen túl olyan kialakításúak, amely a szűrt iszapréz visszaöblítés nélküli hosszabb távú eltávolítását is biztosítja a szűrőfelületről (ritka visszamosási igény). Alapvető természetesen, hogy a szűrőmembrán az iszap mindenkori jellemzőitől függetlenül képes legyen olyan szűrésre, amely a befogadók minőségi követelményeit teljesíti. Mindezekkel a mai ultraszűrők folyamatos iszapsűrítést, iszap visszatartást is biztosítanak a tisztító reaktorterében. Az ilyen szűrést sok-sok vékony membráncső megfelelő párhuzamos összekapcsolásával, kötegelésével sikerült biztosítani. Üzemeltetésük részletes ismertetésére napjainkig számos áttekintő könyvkiadvány is vállalkozott (Brepols,C., 2011; Judd, 2011; WEF, 2011; Hai,F.A. et al., 2014.Park,H.D. et al., 2015; Yoon,S.H., 2016).

A korábbiakban említett utóülepítő limitációt az ilyen szűrés ma már megszünteti. A szűrő térfogatigénye kisebb lévén, a teljes tisztítás térfogat és alapterület igénye is csökken, ami költségcsökkentő hatású. Hasonlóan csökken a levegőztető és összes iszapterfogat, vagy tömeg is, hiszen az iszapkoncentráció 3-4-szeresére is nő a rendszerben. Sajnos ezzel szemben a szűrő ára jelentős költségnövelő tétel. Ezen túl az is bebizonyosodott, hogy a membránszeparáció és a biológiai folyamatok, pontosabban a kialakuló iszap szerkezete között is jelentős kapcsolat van. Végül is az iszapkoncentráció csak mérsékelten növelhető, hogy a membrán megfelelő permeabilitással üzemelhessen. A relatív iszapterhelésnek az MBR-ban kisebbnek kell lennie, mint a hagyományos eleveniszapnál, hogy ne okozzon a keletkező iszap túlzott membrán eltömődést, s azzal jelentősen kisebb permeabilitást, teljesítmény csökkenést. Ezt biztosítandó, a 3-4-szeres iszapkoncentráció ellenére a levegőztetőmedence térfogata csak általában 25-50 %-al csökkenthető az MBR esetén a hagyományos utóülepítő CAS rendszerekéhez képest. Egyidejűleg a hagyományos előülepítőket is célszerű kiváltani az MBR rendszereknél 0,5-3 mm résméretű előszűréssel. Mindezekkel összességében 50-70 %-os alapterület-igény csökkentés lehetséges a CAS rendszerekéhez képest. Az MBR megoldás így

kevesebb iszapot is termel, mint a CAS a kisebb iszapterhelés és nagyobb iszapkor révén. Az iszaptermelése azonban a jobb lebegőanyag eltávolítás miatt mégis alig kevesebb a CAS rendszerekénél.

Fontos talán az MBR tisztítók iszapösszetétele vonatkozásában, hogy az eleveniszapos rendszereknél a lassúbb szaporodásuk és kimosódásuk miatt alig jelenlevő prokarióta mikroorganizmusok és magasabb rendű szervezetek a szűréssel azokban feldúsulnak. Az utóbbiak valamilyen mértékben az iszaphozam csökkentéséhez a kis iszapterhelésen túl is hozzájárulnak. Talán célszerű azt is kiemelni, hogy az ultraszűrés esetében a tisztított víz szerves anyag szennyezettsége lényegesen kisebb, mint az utóülepítésnél. A membrán részmeretének megfelelően visszatartja a vízből a baktériumokat, s ugyanez igaz az egyéb igen apró lebegő részecskékre, s a vízben levő 1 mikronos kolloid mérethatárnál kisebb makromolekulák egy részére is. A vírusok eltávolítása a baktériumokkal történő jó kiszűréssel (0.02–0.05 μm) 99 % fölötti vírus eltávolítást is eredményezhet. Ez különösen fontos a tisztított víz fertőzésveszélye, újrafelhasználása tekintetében.

13.3 Az eleveniszap mikroorganizmus összetételének változása ultraszűrős visszatartása esetén

Az ultraszűrő valamennyi baktériumot visszatartja a vízből, így a fonalások kimosódását is megakadályozza. Ennek az eredménye, hogy a fonalás mikroorganizmusok száma az MBR rendszerek iszapjában egy nagyságrenddel nagyobb, mint a CAS rendszerekében. Mint ismeretes, az utóbbiak utóülepítőjében az iszap jó flokkulációját, ülepedését, sűrűsödését éppen ezek a mikroorganizmusok zavarják leginkább. Elszaporodásukat általában mikrotápanyag / oxigénhiány (kis koncentráció), kis BOI ellátottság a kis szervesanyag terhelés, vagy toxikus anyagok jelenléte is okozhatja (jelentős króm, vagy szulfid terhelés). Tápanyaghiányos fonalásodást gerjesztenek például a *Thiothrix*, type 021N, valamint a *Nostocoida limicol* túlzott elszaporodásukkal (Jenkins et al., 2004).

A fonalás mikroorganizmusok, hogy jobban hozzáférjenek a tápanyaghoz sejtkéikből hosszú fonalakat növesztenek, részben összekapcsolva azzal az iszapfolyék belső részeit, részben viszont egymástól távol is tartva az így kialakuló nagyobb iszapfolyékokat. Az első hatásukra nagy szükség van a jó flokkuláció, iszapszűrés eléréséhez, az utóbbi viszont nagyon káros az iszap

tömörödésében, ülepedésében. A fonalas mikroorganizmusok növekedési sebessége kis tápanyag koncentrációknál nagyobb, mint a flokkulum képzőké, így túlszaporodhatják azokat, akár lehetetlenné is téve az iszap gravitációs ülepedését. Ez a nagyobb fonalas részarány ugyanakkor az ultraszűrésnél nem szükségszerűen okoz olyan iszaptömörödést, amely a szűrőréteg ellenállásának a jelentős növekedésével járna. A lazább fonalas iszapréteget a környezet megfelelő turbulenciája könnyebben eltávolítja, „visszamossa” a szűrőfelületről, mint a tömörebb iszaprészeket, kompaktabb szűrőréteget. A fonalások áttételes hatásai viszont károsak is lehetnek. Ilyen például a fonalások robbanásszerű elszaporodása, ami egyidejűleg jelentős extracelluláris polimer-anyag (Extracellular Polimeric Substrate - EPS) termeléssel is jár, ami viszont okozhat jelentős szűrő eltömődést, eldugulást. Az ilyen eltömődést elsősorban az mikrobák felületéhez lazábban kötött EPS az úgynevezett oldott mikrobiális termék (Soluble Microbial Product – SMP) szűrőfelület-blokkoló hatása okozza. Az iszapduzzadás tehát elsősorban nem a fonalas mikroorganizmusok koncentrációjának növekedése kapcsán problémás az MBR reaktoroknál. Ezeknél ugyanis az iszapindex (SVI) meglehetősen kicsi, még ha az iszap nem is ülepedik jól. Persze MBR esetén nincs is szükség az ülepedésre. Akkor lehet gond a szűrésnél, ha változó terhelések mellett robbanásszerű az elszaporodásuk és vele az SMP termelésük.

Ennek megértéséhez elengedhetetlen ismerni a szerves anyaggal táplálkozó prokarióta mikroorganizmusok (heterotrófok) szaporodását, alaki, összetételbeli kiépülését. A sejt anyagátalakítási folyamatainak (oxidáció és asszimiláció) helye sejtmembránnal körülvett sejtközi állomány. A szerves tápanyag ehhez kis molekulákra aprítva (hidrolízis) jut át a sejtmembránon. Aprítását a sejtben termelt és abból a környezetébe kijuttatott enzimek végzik. Az oxigén, ammónium és foszfát közvetlenül, molekuláris oxigénként, illetőleg ionokként jut be a sejtbe a sejtmembránon. A keletkező széndioxid a sejtől azon keresztül fordított irányban kerül ki a környező vízfázisba. A sejtközi állomány 80 %-a fehérje. Annak a 6,24-ed része nitrogén. A sejt belső állományának tehát a nitrogén tartalma egy tizedesre kerekítve $(100/6,24) \times 0,8 = 12,8\%$. Ezzel szemben a szennyvíziszap nitrogén tartalma csak 5-7 % körül alakul a mindenkori iszapkortól függően.

A szennyvíziszap szerves anyagának ennek megfelelően csak mintegy a fele a sejtközi állomány. A többi kisebb részében a peptidoglikán sejtmembrán, nagyobb részében a sejtnek a döntően poliszacharidokból álló extracelluláris terméke (EPS), amely a sejtmembránon kívül van, de a sejtben termelődött.

Részben feltehetően időszakosan tárolt tápanyag is. Fontos szerepe van ugyanakkor a partikuláris tápanyag megfelelő rögzítésében az exoenzimes bontás hatékonyabb megvalósulása érdekében. A sejthez jól rögzülő, nyálkás poliszacharid részt kapszulának is nevezik. A lazábban kötött, jobban oldható, s talán tápanyagként újra-felhasználható poliszacharid és fehérje vegyületek az SMP. Valószínűsíthetően ezeknek a hidrolízise az újrafelhasználás előtt ugyanúgy elengedhetetlen, mint a szennyvíz egyéb bontható szerves szennyezőié. Az iszapösszetétel ilyen alakulására egyébként jó bizonyíték a mikroorganizmusok elemi összetételére felírt átlagos képletből ($C_5H_7O_2N$) számolható százalékos nitrogéntartalom is, ami 12,4 %. Ez jól mutatja, hogy az iszap egyéb szerves anyag, tehát sejtfal maradvány és EPS tartalma annak a felét teszi ki.

A fent idézett mikroorganizmus összetételből számíthatóan az eleveniszap szerves részének a tömegfajlagos KOI-je 1,42 g KOI/g MLVSS. Mivel az ilyen iszapok szárazanyagának csak a 80 %-a a szerves anyag, a KOI/MLSS fajlagosa 1,14 g KOI /g MLSS. Az MBR reaktorok iszapjának ez a fajlagos értéke ugyanakkor 1,0-1,1 érték között van. Az egészséges iszapösszetétel egyébként 100:5:1 BOI:TKN:TP tápanyag arányok esetén alakul ki az ilyen baktériális tisztításnál. A sejt ugyanakkor több BOI-t is el tud távolítani, de akkor abból nagyobb mennyiségű EPS-t termel. Ez képes növelni a szűrő eldugulását, permeabilitását. Különösen veszélyes ez, ha az ilyen mikroorganizmusok ragadós poliszacharid terméket termelnek.

Mindezekről függetlenül a kevert iszap mikroorganizmusai a CAS és MBR esetében döntően azonosak, de a kis tápanyag/mikroorganizmus (F/M) arány és a nagy iszap tartózkodási idő (SRT) miatt arányaikban különböznek.

- A MBR iszapjában a mikroorganizmus konglomerátumok jóval kisebbek, mint a hagyományos eleveniszapban, ami talán a fonalasok teljes visszatartásának, s az iszapkolloidra gyakorolt eltérő nyíróhatásának is következménye. Egyidejűleg a fonalasok szaporodásának az iszap kis tápanyag-ellátottsága is kedvező. A két rendszer között a fonalasok részaránya nagyságrendileg különbözhet.

- Zoogloea fajok jelenléte az MBR tisztítóknál jelentősebb. Ezek EPS fogyasztásuk miatt viszont kedvezőek a membrán eltömődésének a csökkentésére.

- A nagy iszaptartózkodási idő és lebegőanyag visszatartás következtében magasabb rendű szervezetek, mint a rotiferek, nematodák, amőbák és sziliátok száma az MBR iszapjában jelentősebb. Ezek a sejtmaradékokat és baktériumokat fogyasztva csökkentik a membrán eltömődésének veszélyét (Luxmy et al., 2000).

A fonalasok nagy száma önmagában nem jelenti szükségszerűen a membrán eltömődésének gyorsulását. Ha azonban külső tényezők hatására az robbanásszerű, nagyon gyors iszapduzzadás, felhabzás jelentkezik. Ilyenkor az SMP koncentráció megnő, növelve a membrán eltömődésének mértékét. Ilyen tapasztalatok elsősorban laboratóriumi kísérleteknél voltak jellemzőek. Ezzel szemben ipari MBR tisztítóknál ezt a jelenséget talán a nagyjából folyamatos terhelés, üzemeltetés miatt nem tapasztalták.

A *Nocardia*, *Microthrix parvicella*, type 1863, általánosan ismert hatása az iszap habosodása. A *M. parvicella* leggyakrabban télen, kis vízhőmérsékletnél jelentkezik, míg a *Nocardia* sokkal inkább nyáron, s elsősorban a CAS rendszereknél. Hatása zavaró az üzemeltetésnél az iszap túlfolyásakor, szennyező hatása, síkossága miatt. MBR tisztítóknál azért növelhetik a membrán eltömődés veszélyét, mert velük az SMP koncentráció is növekszik az iszapos vízben (Luxmy and Yamamoto, 2003). Erősen hidrofóbok lévén egyértelműen habzást okoznak, de az egyidejű membrán eltömődés is megfigyelhető túlzott elszaporodásukkor (Meng et al., 2006; You and Sue, 2009; Meng et al., 2017). Membrán-blokkoló hatásukat illetően ellenkező tapasztalatok is voltak (Sharp et al., 2006; Cosenza et al., 2013). A hidrofób fajok ugyanis a habban összegyűlve csökkentik a koncentrációjukat a mélységi vízfázisban. Tehát erős habzáskor javulhat is a szűrés. Esetükben a habzáscsökkentő anyagok alkalmazása általános, bár éppen a membránok esetében nem különösebben ajánlott. Alkalmazásuk ugyanis garanciális problémákat eredményezhet. A hidrofób, nyálkás iszaphab mindig fokozott poliszacharid termelést jelent, ami növeli a membrán eltömődésének veszélyét. Ilyenkor az iszapban a *Zoogloea* populáció is jelentősen elszaporodhat. Az apró iszapgolyócskák részarányának növekedése (Pin point flocculation - <50 µm) ugyanakkor nem jelent veszélyt az ultraszűrésnél (Chang et al., 1999), mert ezek is könnyen visszamosódnak a szűrőrétegből, s így nem csökkentik jelentősen a membrán permeabilitását.

13.4 Biológiai tápanyageltávolítás problémái az MBR-nél

A tápanyag eltávolítása elvében ezeknél is a hagyományos eleveniszaposéval megegyező. Néhány szükségszerű kialakításbeli eltérést (denitrifikáció és többletfoszfor eltávolítás) azonban mindenképpen figyelembe kell venni (Daigger et al., 2010; WEF, 2011; In-Soung et al., 2015, Yoon, S. H., 2016).

- *Jelentősebb az oxigén visszavitel az anoxikus medencetérbe* – Az ultraszűrő környezetében az alulról történő intenzív levegőztetés, folyamatos membrántisztítási igény miatt nagy a vízben (mintegy 4-8 mg/l) az oldott oxigén koncentrációja (DO). Ha a kevert iszapot onnan vezetik közvetlenül az anoxikus medencébe mintegy négyszeres recirkulációval (érkező nyers szennyvízre vonatkoztatott érték), 16-36 mg/l oxigén kerül vissza abba a nyers szennyvíz térfogategységére számolva. Ez azonos mennyiségű könnyen hasznosítható KOI-t fogyaszt abból az anoxikus medencetérben. Feltételezve, hogy a nyers szennyvíz csak 50-100 mg könnyen hasznosítható KOI-t tartalmaz, a visszaforgatott oxigén annak jelentős hányadát elfogyasztja, rontva ezzel a denitrifikáció sebességét. Ez viszont nagyobb anoxikus medencét igényel.

- *A recirkuláció szabályozási lehetőségének romlása* – A módosított Ludzack–Ettinger féle elődenitrifikációs (MLE) elvű MBR tisztítóknál a kevert iszap koncentrációja a szűrt víz elvétele eredményeként a levegőztető/membrán medencetérben következik be. Innen az iszapos vizet valamilyen ütemben vissza kell forgatni a többi medenceterekbe. A szükséges recirkuláció nagysága ugyanakkor nem szükségszerűen optimális a biológiai tápanyageltávolításhoz. Ezt a gondot egy elkülönített szűrőtér kiépítésével lehet csökkenteni. Ebből visszavezetve a koncentrált kevert iszapot a levegőztető medencébe, abban csökkenthető a DO, s azzal az onnan az anoxikus medencébe visszaforgatásra kerülő oxigén mennyisége.

- *Viszonylagosan kisebb iszapkoncentráció (MLSS) kialakítási lehetősége az anaerob/anoxikus medencetérben* –

Az anoxikus medencetérbe történő oxigénvisszavitel minimalizálására kettős recirkuláció kiépítése célszerű. Első az ultraszűrő blokk teréből a levegőztető medencébe, második onnan az anoxikus medencetérbe. Ez jelentős iszapkoncentráció csökkenést eredményez ezen a vonalon, miközben a legkisebb koncentráció az anoxikus medencében alakulhat ki. Ez is szükségszerűen megnöveli a denitrifikáló medence szükséges térfogatigényét.

- *A vegyszeres és biológiai foszforeltávolítás egymást zavaró hatása* – A szennyvíz foszfor tartalmának iszappal felvételre nem kerülő hányadának a kicsapatására a jól ismert koagulánsok alkalmasak. Ezekkel hatása ugyanakkor a biológiai többletfoszfor eltávolítást zavarja az adott rendszerekben, hiszen a foszforkoncentráció csökkenése a többletfoszfor felvételére képes foszfor akkumuláló heterotrófok (PAH) szaporodási sebességét is csökkenti. Csökkenésével viszont a foszfor határérték eléréséhez szükséges vegyszer fajlagos mennyisége nő. Megfelelő egyensúlyuk kialakítása fokozott ellenőrzést és szabályozást igényel.

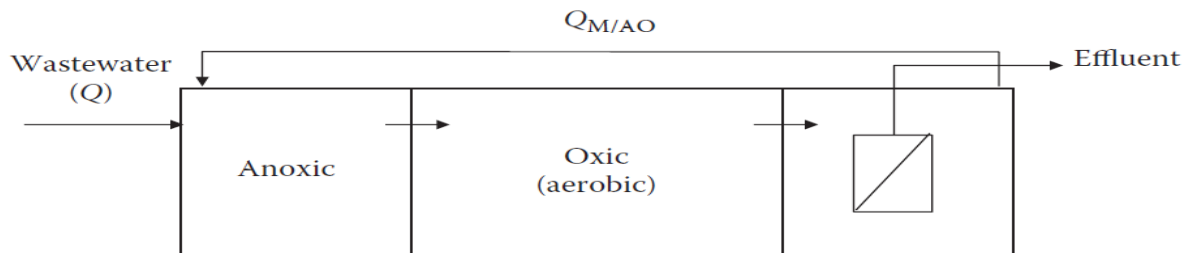
- *Visszakeveredés fokozott veszélye kis reaktor-térfogatoknál* – Az MBR tisztítók biológiai medencéi a nagyobb iszapkoncentráció eredményeként kisebbek a CAS rendszerekénél. A kisebb medencékbe ugyanakkor nagyobb a folyadék visszakeveredésének – rövidzár kialakulásának- veszélye. Az MBR megoldásnál a levegőztető medencében a tisztítandó szennyvíz átlagos tényleges hidraulikus tartózkodási ideje (HRT) lényegesen kisebb, mint a látszólagos HRT, a nagy belső recirkuláció miatt. Az A2/O kialakításnál (University of Cape Town -UCT) annak csak az 1/3-1/8 része. A hatékony keveredés/keverés a medencékben ezért az MBR medencéknél jóval fontosabb, mint a CAS rendszerek medencéinél. Ugyanakkor a recirkuláció kivezetéseknél a fokozott keverés számottevő visszakeveredést, rövidzárakat is okozhat.

13.5 Anoxikus/oxikus (MLE) kiépítésű MBR szennyvíztisztítás

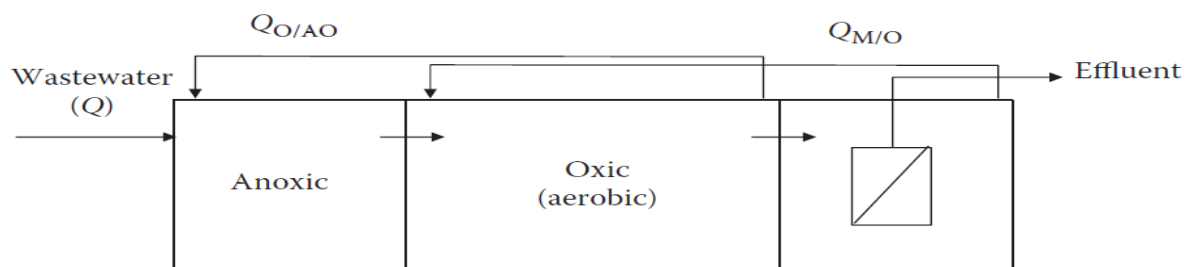
Ez a legáltalánosabban kiépített MBR tisztítás a szerves anyag és a nitrogén szennyvízből történő eltávolítására. Az eredeti kialakításban az iszapos víz visszavezetés az oxikus medencéből az anoxikusba közvetlenül történt (47. ábra a része). A már említett túlzott oxigén visszaforgatás miatt azonban ezen változtatni kellett. Szükségessé tette ezt az is, hogy csökkentsék az oxikus medencetérben kialakuló iszapkoncentrációt. A recirkuláció szabályozását sokkal inkább az iszapkoncentráció kiegyenlítésére, mintsem a jó hatásfokú nitrogéneltávolításra igyekeznek beállítani.

A visszavezetett oxigén hatásának csökkentésére az eredeti konfigurációt hamarosan módosítani kellett (47. ábra b része), s mint ahogy az korábban már említésre került. A levegőztető medence 1-2 mg/l DO-ra történő szabályozása esetén így csak a korábban számolt oxigénmennyiségnek a negyede kerül vissza az anoxikus medencetérbe. Ez abban lényegesen kisebb oxidációs-redukációs potenciál fenntartását teszi lehetővé. Sajnos a kettős recirkulációval csökken az

anoxikus medencetérben az iszapkoncentráció. Ha egy ilyen kialakításnál az oxikus medencében keletkező nitrát kétharmadát nitrogénné akarják redukálni, mintegy kétszeres iszapos víz visszaforgatást kell biztosítani (a beérkező nyersvízre számolva) az aerobból az anoxikus medencetérbe.



(a)



(b)

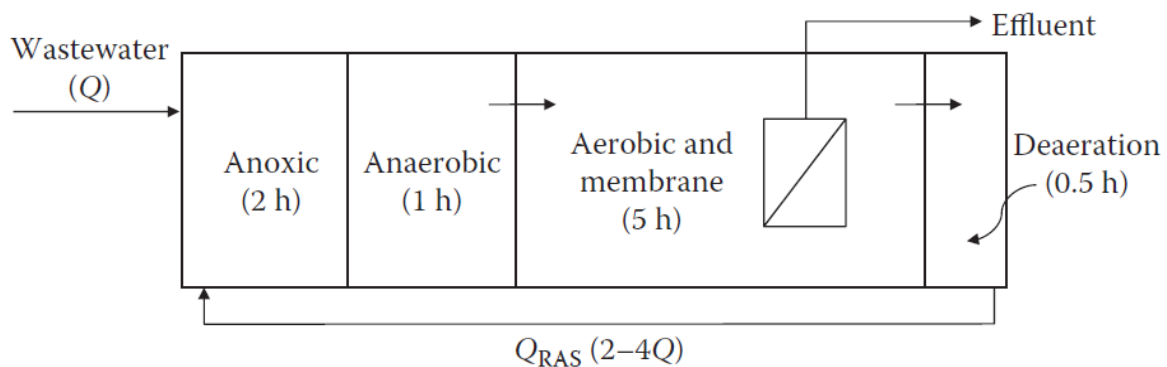
47. ábra A/O rendszerű MBR (Yoon, S. H., et al., 2004)

- a - Közvetlen recirkuláció a szűrőblokból az anoxikus térrészbe
- b - Kétlépcsős recirkuláció a denitrifikáló térbe

Az MLE konfigurációs megoldás nem a többletfoszfor eltávolítására fejlődött ki. Ennek ellenére a csak levegőztetett térrel rendelkező tisztítókhöz képest az MLE rendszerű MBR iszapja több foszfor eltávolítására is képes, mint a csak levegőztetett térrel rendelkezőké. Ez biológiai többletfoszfor felvételt jelent az iszap révén. Ha a foszfor eltávolítását az ilyen rendszernél tovább kívánják növelni, az a levegőztető medencébe, vagy szűrőmedencébe történő vegyszeradagolással lehetséges. Erre mind vas, mind alumínium sók alkalmasak, melyek mind foszfát kicsapó, mind koaguláló-, szűrőhatással (pozitív töltésű ionjaik, majd hidroxidjaik révén) is rendelkeznek.

13.6 Fokozott tápanyageltávolítási lehetőség MBR kialakításnál Hyunday kiépítéssel

A Hyundai kiépítés (HANT) a múlt század 90-es éveiben került kialakításra. Mind a nitrogén-, mind a foszforeltávolítási hatásfokot növelheti. Valójában a leggyegyszerűbb biológiai tápanyag eltávolítási megoldás (BNR) egyetlen belső recirkulációs árammal (Yoon et al., 2004). Mint a technológiai sémája is mutatja (48. ábra), egy nem levegőztetett medencetér követi ennél a levegőztetett medencét az oxigén kevert iszapból történő elfogyasztására a recirkulációt megelőzően. Ezen túl az anoxikus után anaerob medencetér is van benne az MLE megoldással ellentétben. Mivel így denitrifikált iszapos víz áramlik az anaerob egységbe, abban a redox potenciál (ORP) megfelelően beállítható a többletfoszfor leadásához. Másik előnye a megoldásnak, hogy az anoxikus medencetérben így az iszapkoncentráció viszonylag nagyobb lehet, hiszen abba az iszapos víz a membrán szűrőtérből közvetlenül recirkulál oda bármiféle hígítás nélkül. A recirkulációs arány (Q_{RAS}) ilyen kialakításnál 2-4 lehet a tisztítandó szennyvízre (Q_{be}) vonatkoztatva. A tisztított vízben a TN és TP koncentráció lakossági szennyvíznek ezzel a megoldással történő tisztításakor vegyszer nélkül 5-10 és 1-2 mg/l között lesz.



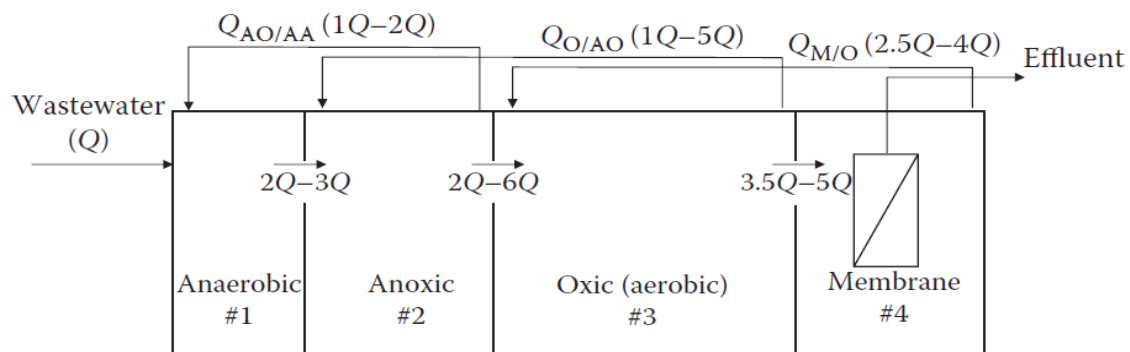
48. ábra A fokozott tápanyageltávolításra alkalmas Hyunday technológiai sémája

Ennek a megoldásnak hiányossága, hogy az iszarecirkulációs aránya nem szabályozható az optimális nitrogéneltávolítás érdekében, mivel azt a szűrőtérben történő iszapsűrűsödés megakadályozására kell elsősorban beállítani. Ha például kisebb ORP kellene a jobb N és P eltávolításhoz, a recirkulációt kellene csökkenteni az oxigén és nitrát visszaforgatás csökkentésére, ami azonban nem mindig lehetséges, a szűrőtérben kialakuló iszapsűrűsödés, s vele a membrán permeabilitásának csökkenése miatt. Ezért

váltakozó szennyvízterhelés kompenzálására az üzemeltetés szabályozása valamelyest korlátozott.

13.7 Módosított UCT kialakítás

MBR rendszereknél a módosított UCT sémája gyakorlatilag megegyezik a Virginia Initiative Plant (VIP) megoldással. Hagyományos utóülepítő megoldásaiknál az előzőek általában nagyobb iszapkorra tervezettek (13-25 nap) mint az utóbbiak (5-10 nap), míg MBR változatuk, tehát az iszap ultraszűrése esetén az iszapkoruk megegyező. Ezeket a technológiákat A²/O megoldásnak is nevezik az anaerob/anoxikus/oxikus medencetér-sorrendiségük miatt (Banu et al., 2009). A módosított UCT talán legfőbb nyeresége, hogy a nitrátos vizet nem közvetlenül vezeti vissza az anaerob medencébe, hogy abban jobban csökkenhessen az ORP, s azzal maximálhassa ott a biológiai többletfoszfor leadását.



49. ábra Módosított UCT rendszerű MBR kialakítás.

A módosított UTC megoldásnál az MLE-hez hasonlóan az iszapos víz a tisztítósor elejére kerül vissza, azonban három lépcsős recirkulációval (49. ábra). Első lépcsőként a szűrőtérből a koncentráltabb iszap a levegőztető medencébe kerül vissza, ahonnan második lépcsőként forog vissza az anoxikus medencébe, s végül onnan harmadik lépésben az anaerob medencébe. A három recirkuláció nagysága a nyersvíz feladásra vonatkoztatva 2,5-4, 1-2 és 1-2 között változtatható, illetőleg optimális. Ezt mindig a nyersvíz minősége és a tisztítás elérendő határértékei befolyásolják. A kaszkádszerű, több lépcsőben történő iszapos víz visszaforgatás kicsit hígabb iszap tartását eredményezi az oxikus és anoxikus medenceterekben. Ennek megfelelően azok térfogatait megfelelően meg kell növelni az iszaphígulást kompenzáló (Yoon, S. H., 2016).

A nagy recirkulációk miatt a tényleges HRT az egyes medenceterekben jóval nagyobb, mint a látszólagos, amely a recirkulációk nélkül számolható a tisztítósorra érkező szennyvíz mennyiségével. Közepes recirkulációs arányokkal számolva (3, 3, 1) az egyes tényleges hidraulikus tartózkodási idők csak 40, 18 és 14 %-a a névleges HRT értékeknek. Ha például az anoxikus medencének a látszólagos HRT-je 2 óra, valójában abban csak 0,35 óra lesz az iszapos víz tényleges HRT-je a nagy iszaposvíz recirkulációk miatt. Ilyen kis HRT-nél a folyadék visszakeveredés (rövidzár) hatása is jelentősebb lehet, különösen elégtelen keverés, és kedvezőtlen medencetér kialakításkor. Fontos, hogy a recirkulációk bevezetési pontjai környezetében legyen nagyon jó keveredés, keverés az egyes medencékben.

Az egyes medenceterek térfogatainak tervezéséhez a mindegyikükben kialakuló iszapkoncentráció gondosan számolandó az egyes terek anyagmértékével. A következő négy feltételezéssel kell azt számolni:

- A friss szennyvízből keletkező iszap és az iszapelhalás az egyes medencékben elhanyagolható az azokban meglévő iszapkoncentrációhoz (MLSS) viszonyítva.
- MLSS koncentráció az egyes medencékben állandó.
- MLSS koncentráció az érkező szennyvízben elhanyagolható a rendszerben kialakulóhoz viszonyítva.
- A fölősiszap elvétel a szűrőtérből elhanyagolható az onnan az oxikus medencébe visszaforgatotthoz képest.

Ha például a szűrőtérből történő recirkuláció aránya 4, míg a másik kettőé 2, a relatív iszapkoncentráció az egyes medenceterekben (anaerob/anoxikus/oxikus/szűrőtér) 0,36 : 0,53 : 0,80 : 1 arányban várható. Látható, hogy jelentős koncentráció különbség lesz az egyes terekben. Az első két medencetér viszonylag kis iszapkoncentrációja jelentősen befolyásolja az N és P tápanyageltávolítás hatásfokát az azokban létrejövő kis tényleges tartózkodási idő, vagy reakcióidő miatt. A tényleges iszapkor is ennek megfelelően számolható az egyes medenceterekre (V_i), vagy környezetre vonatkozóan, az alábbi egyenlettel:

$$SRT_i = V_i X_i / Q_x X_M$$

Ahol Q_x és X_M a szűrőtérből történő fölősiszap elvétel térfogatárama, illetőleg iszapkoncentrációja.

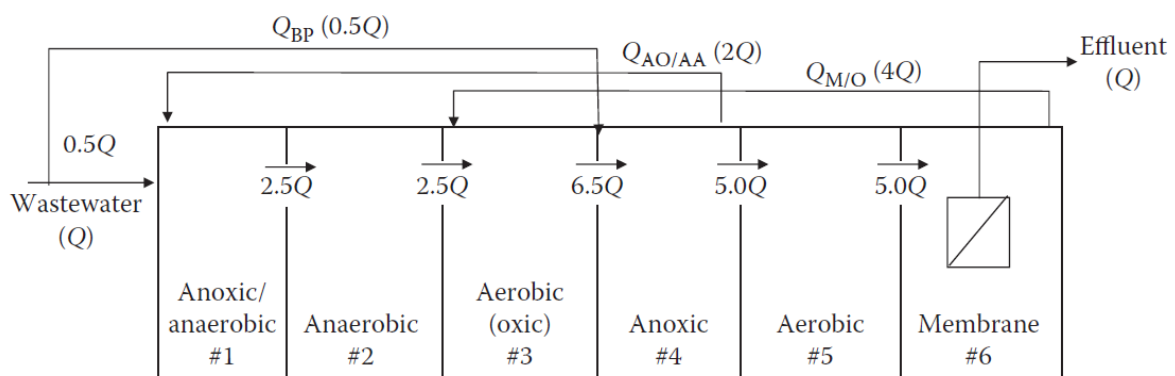
20 köbméters ilyen kiépítésű kísérleti szennyvíztisztítóban 34-62 mg TN/l és 4,52-7,3 mg TP/l között változó szennyvíminőségénél vizsgálták a nitrogén és foszforeltávolítás hatékonyságát. A levegőztető medencében teljes ammónium oxidációt értek el, miközben az anoxikus medencetérben 1,6 mg/l alatti $\text{NO}_3\text{-N}$ koncentrációt tudtak tartani. Az oxikusból az anoxikus medencébe történő háromszoros Q_{be} recirkuláció esetén (oxikus recirkulációs arány = 3) a nitrogéneltávolítás 68-75 %-osnak bizonyult, ami az elméletileg számíthatóval jól egyezett. A foszforeltávolítás ugyanakkor az anoxikusból az anaerobba történő recirkuláció egyes aránya esetén (anoxikus recirkulációs arány = 1) 74-84 % között mozgott (Banu et al., 2009).

Az UCT és az úgynevezett Sammamish MBR (SmBNR) megoldások összehasonlítását mintegy egy évtizede laboratóriumi méretekben végezték el. Az SmBNR gyakorlatilag csaknem azonos a HANT megoldással, de esetében nincs külön oxigénfogyasztó medence, ugyanakkor a levegőztetőből az anoxikusba történő recirkuláció arányát a befolyóvízre vonatkoztatva igen nagyra állították be ($5Q_{be}$). Az UTC megoldásnál kombinált levegőztető és szeparátortérrel dolgoztak. A kettő között alkalmazott recirkulációs arányt 5-re állították be, ami a tipikus $1Q_{be}$ - $2Q_{be}$ értéknél sokkal nagyobb. Az oxikusból az anoxikusba történő recirkulációt ezzel szemben a hagyományos $2Q_{be}$ értéken tartották.

A két rendszer közötti legfőbb eltérés, hogy a friss szennyvíz betáplálása az UTC megoldásnál az anaerob medencetérbe történt, míg az SmBNR esetén az anoxikusba. Bár a két megoldásnál a KOI eltávolítás hatásfoka gyakorlatilag megegyezett, az UTC jobb foszfor, míg az SmBNR jobb nitrogéneltávolítást mutatott az anaerob és anoxikus medenceterek fordított sorrendben történő beépítése eredményeként. A nyersvíz 747 mg/l-es KOI-jét mindkét rendszer 11 mg/l értékre csökkentette. A nyersvíz 20 mg/l TP koncentrációja 6,6 és 11,4 mg/l-re csökkent az UTC, illetőleg az SMBNR tisztításnál. Ezzel szemben a nyersvíz 57,9 mg/ TN koncentrációja 16,4 és 10,4 mg/l értékre volt eltávolítható az egyes megoldásokkal.

13.8 Lépcsős (több ponton történő) nyersvíz betáplálású MBR rendszerek

Megfelelő iszap tartózkodási idő biztosítása az anaerob és anoxikus medenceterekben elengedhetetlen a megfelelő növényi tápanyag (N és P) eltávolításhoz. Mint az előzőek is kiemelték, az UTC megoldás egyik hátránya, hogy anaerob és anoxikus tereiben csak kis iszapkoncentrációt tud kialakítani, s így jelentősen megnöveli ezeknek a medencéknek a térfogatigényét. Ezt ellensúlyozandó lépcsős nyers szennyvíz betáplálással is kialakításra kerültek ilyen MBR rendszerek (50. ábra) (Yoon, S-H., 2016). Ez mindkét említett medencetérben nagyobb iszapkoncentráció kialakítását teszi lehetővé, mint az eredeti UCT megoldás.



50. ábra A több lépcsőben történő nyersvíz betáplálású membránszeparációs UCT megoldás.

Ennél a nyersvíz fele az anaerob, fele a levegőztetőt követő második anoxikus medencetérbe kerül betáplálásra. Mivel a szűrőegységből az iszapos víz az aerob medencébe kerül visszavezetésre (3. medencetér), amely megelőzi a második anoxikus medencét (4. medencetér), nincs szükség folyadék átemelésre az első aerobból az azt követő anoxikus térbe, mint amire szükség van az eredeti módosított UCT MBR kialakításnál. Ez összességében szivattyúzási-költség megtakarítást eredményez megnövelt nitrogéntávolítási hatásfok mellett.

Ennek a megoldásnak egyik jelentős eredménye a többiekhez képest tehát éppen az iszapkoncentráció növelés az anoxikus és anaerob medenceterekben. A relatív iszapkoncentrációk az egyes medenceterekben a korábban leírtakhoz hasonlóan számolva az 50. ábra szerinti kialakításnál:

X1	X2	X3	X4	X5	X6
0.64	0.64	0.86	0.80	0.80	1.00

arányban alakulnak

Láthatóan az anaerob és anoxikus terekben jóval meghaladják az ettől eltérően kialakított MUTC rendszereknél elérhetőket. Ennek megfelelően ugyan olyan, vagy jobb BNR eltávolítás várható a lépcsős nyersvíz feladás esetén az MUCT megoldásnál kisebb medenceterek kiépítése esetén is.

13.9 Membránszűrés egyéb áttételes hatásai az üzemeltetésre

Egyértelmű tapasztalat, hogy kis relatív tápanyag-ellátottság (ami nagyobb iszapkornak felel meg), csökkenő membrán eltömődést biztosít. 4-5 napos iszapkor alatt válik a szűrés kritikussá, de ilyenkor már a nitrifikáció sem működik megfelelően. Napjainkban az MBR-eknél az átlagos iszapkort 20 naposra tervezik, de csúcsterhelések esetén 12-15 napos iszapkorról is jól működhet még a teljes tápanyag eltávolítás és szűrés (Park et al., 2015; Yoon, 2016). Egyidejűleg a Levegőztető medencében a DO koncentrációnak is megfelelőnek kell lenni (1-2 mg/l), hogy az oxigénszűke a heterotrofoknál ne okozzon fokozott EPS termelést. Gondos keveréssel biztosítani kell, hogy időszakos oxigénhiány se jelentkezessen az esetlegesen kialakuló "holt terekben". A túllegeztetés iszapaprító hatásának a membránszűrésre ugyanakkor nem egyértelmű a hatása.

Merev biofilm hordozók egyértelműen a membránok sérülését okozhatják. Ha a biofilm hordozó nem is juthat be a membránokhoz, a filmekről leszakadó apró iszaplemezek hatása a szűrésre kedvezőtlen (Leiknes et al., 2011; Yang et al., 2014). A biofilmes-eleveniszapos MBR rendszerekben a levegőztetőben együttesen kialakuló nagyobb iszapkoncentráció ugyanakkor csökkentheti a szükséges medencetérfigyelmet igényt (beruházás). Ugyanakkor romlik abban az oxigénátvitel hatékonysága (Oxigén Transfer Efficiency - OTE), ami viszont a levegőbevitel (üzemeltetés) költségét növeli jelentősen.

Finomszemcsés aktívszén (PAC) 2-5 mg/L mennyisége a kevert iszapban csökkentette a membrán eltömődését (Torretta et al., 2013). A folyamatos PAC adagolás viszont növeli az üzemeltetési költséget. Más szerves, finomszemcsés biofilm hordozók közül a zeolitnak tapasztalták kedvező hatását a szűrő iszapréteg permeabilitására. Hatása talán elsősorban a membránon kialakuló szűrőréteg lazításában jelentkezhetett. Ezzel szemben a fém-hidroxidok az oldott poliszacharidokat (SMP) koagulálva, szűrve, nagyobb iszaprésekbe zárva eredményeztek jobb ultraszűrést. A nagyobb egységek ugyanis kevésbé blokkoló hatásúak (Mishima and Nakajima, 2009). A

koagulánsok hatása egyidejűleg a foszforkoncentráció, valamint a víz pH-jának csökkenésében is jelentkezhet. Az utóbbi vas és alumíniumsó esetén sem különösebben jelentős, így a nitrifikáció sebességét nem csökkentik számottevően. Poli-alumínium-klorid (PACl) esetében a pH csökkentése jelentéktelen. Az SMP koagulációjával egyidejűleg a fém koagulánsok toxikusak lévén a fonalások számos csoportjára, az iszapduzzadás, habképződés csökkentésével is kedvező hatást érhetnek el (Roels et al. 2002), bár ez a hatás a tapasztalatok szerint csak rövid távú. Feltehetően csak addig jelentkezik, amíg nagyobb koncentrációban vannak ionos formában. A koagulánsok mellett ma már a polielektrolitok SMP koaguláló hatását is igyekeznek hasznosítani, csökkenve a membránok eltömődését (Dizge et al., 2011; Yoon, 2016).

Az MBR kialakítás esetén általános, hogy több levegő bevitele szükséges a membrán szűrőterébe, mint magába a biológiai oxidációnak a döntő hányadáért felelős levegőztető medencébe. Egy üzemi vizsgálatnál kimérték, hogy MLE kialakítás esetén a levegő 78 %-a a membránok alá került befúvatásra, s csak 22 %-a a levegőztető medencébe. Ettől függetlenül a beoldódó oxigén mennyisége 67%-a a levegőztető medencébe jutott. Ez azért alakult így, mert az OTE a levegőztető medencében 7,2-ször nagyobb volt, mint szűrőmembránok medencéjében. Az OTE a levegőztető medencében 8-12 g/l iszapkoncentrációnál 10 % körül, míg a membránok terében 1 % körül volt, éppen az ottani 4-8 mg/l-es DO miatt kialakuló kis hajtóerő, valamint a membránok felületének a folyamatos tisztításához szükséges durvább buborékméret eredményeként. Mindezek ellenére, a membrántérből a levegőztetőbe történő nagy iszap visszaforgatás eredményeként, a teljes oxigénfogyasztásnak mintegy a 10 %-a ebből a membrántérből recirkuláltatott vízből adódik. A teljes biológiai oxigén- fogyasztásnak így 76 %-a a levegőztetőben, míg 24 %-a a membrántérben realizálódik. Csúcsterheléseknél ugyanakkor a levegőztető medencébe történő oxigénbevitt jelentősen növelni kell, ami a fenti arányokat lényegesen megváltoztatja. Fontos viszont kiemelni, hogy bár a nitrifikáció döntően a levegőztető medencében történik, a membrántér nagy biztosíték a jó hatásfokú ammónium oxidáció elérésében (Brepols, 2011; Yoon, 2016).

Az MBR-er fenti eltérései a CSA rendszerekétől jelentős eltéréseket eredményeznek a szükséges medencetér méretek megválasztásakor az alapvetően szükséges iszapkorok biztosítására. Igaz ez a levegőztetés kialakítására, s a levegőigény, illetőleg a fúvók teljesítményének a tervezésére is. A membránszűrők tervezése látszólag egyszerűbb, hiszen azok a biológiától

elvileg függetlennek tűnnek, de éppen a fentiekben részletezett hatások miatt ez is sok tapasztalatot igényel, a membránok tisztítására szolgáló alsó levegőztetésükkel egyetemben.

13.10 *Következtetés*

Az ultraszűrős iszapszeparációval működő eleveniszapos szennyvíztisztítás napjainkban folyamatosan terjed a még jelenleg is drága membrán ellenére. Tisztított szennyvizük paraméterei lényegesen a megengedett határérték alatt vannak a KOI, tehát a szerves anyag tartalom tekintetében, ugyanakkor a növényi tápanyagtartalom eltávolítása esetükben is a hagyományos eleveniszaposakéhoz hasonlóan, meglehetősen kombinált kiépítéseket tesz szükségessé. A foszforeltávolítás ezeknél is csak a vegyszeradagolás biztonsági kiépítésével garantálható a kisebb határértékekre. A nitrogéneltávolítás megfelelő kiépítésnél, üzemeltetésnél alá tud kerülni a nagyobb tisztítókra előírt 10 mg TN/l határértéknek. Különösen igaz ez, ha a második anoxikus térbe gyorsan hasznosítható tápanyag adagolása is történik. Az iszapvíz mellékági nitrogén-mentesítésére természetesen az MBR rendszereknél is hasonlóan kedvező hatású, mint a hagyományos eleveniszapos tisztításnál.

13.11 *Köszönetnyilvánítás*

A munka kidolgozásának támogatásáért köszönet a Pannon Egyetem GINOP-2.3.2-15-2016-00016 azonosító számú „Vízbázis-védelem, moduláris, mobil vízkezelő rendszerek és szennyvízkezelő technológiák fejlesztése a Pannon Egyetem bázisán hazánk dinamikus export növekedésének elősegítése érdekében” című projektjének.

13.12 *Hivatkozások*

- Banu, J. R., Uan, D. K., Chung, I.-J., Kaliappan, S., Yeom, I.-T. 2009. A study on the performance of a pilot scale A2/O-MBR system in treating domestic wastewater. *J. Environ. Biol.* 30 (6) 959-63.
- Brepols, C. 2010. Operating Large Scale MBRs for Municipal Wastewater Treatment, IWA

- Chang, I. S., Lee, C. H., Ahn, K. H. 1999. Membrane filtration characteristics in membrane coupled activated sludge system: The effect of floc structure of activated sludge on membrane fouling. *Sep. Sci. Technol.* 34:1743–58.
- Cosenza, A., Di Bella, G., Mannina, G., Torregrossa, M. 2013. The role of EPS in fouling and foaming phenomena for a membrane bioreactor. *Bioresour. Technol.* 147:184–192.
- Daigger, G. T., Crawford, G. V., Johnson, B. R. 2010. Full-scale assessment of the nutrient removal capabilities of membrane bioreactors. *Water Environ. Res.* 82(9):806–818.
- Hai, F. I.; Yamamoto, K., Lee, C.-H. Eds. 2014. Membrane Biological Reactors - Theory, Modeling, Design, Management and Applications to Wastewater Reuse, IWA Publishing
- Dizge, N., Koseoglu-Imer, D.Y., Karagunduz, A., Keskinler, B. 2011. Effects of cationic polyelectrolyte on filterability and fouling reduction of submerged membrane bioreactor MBR. *J. Membrane Sci.* 377(1–2):175–181.
- Jenkins, D., Richard, M., Daigger, G. 2004. *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming, and Other Solids Separation Problems.* London: CRC Press LLC.
- Judd, S. and Judd, C. 2011. The MBR Book Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment. Second edition. Butterworth-Heinemann
- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács. Zs. 2014. Szennyvíztisztítás korszerű módszerei. Egyetemi jegyzet. Pannon University. Veszprém, Hungary
- Leiknes, T., Rødegaard, H. 2005. The development of a biofilm membrane bioreactor. *Desalination* 202:135–143.
- Luxmy, B. S., Yamamoto, K. 2003. Investigation of microorganisms associated with the foam of a submerged membrane bioreactor in Japan. *Microbes Environ.* 18(2):62–68.
- Luxmy, B. S., Nakajima, F., Yamamoto, K. 2000. Predator grazing effect on bacterial size distribution and floc size variation in membrane-separation activated sludge. *Wat. Sci. Tech.* 42 (3) 211-17.
- Meng, F., Zhang, H., Yang, F., Li, Y., Xiao, J., Zhang, X. 2006. Effect of filamentous bacteria on membrane fouling in submerged membrane bioreactor. *J. Membrane Sci.* 272:161–168.
- Meng, F., Zhang, S., Oh, Y., Zhou, Z., Shin, H., Chae. S. 2017. Fouling in membrane bioreactors - An updated review. *Water Research*, Volume 114, 1 May 2017, Pages 151-180.

- Mishima, I., Nakajima, J. 2009. Control of membrane fouling in membrane bioreactor process by coagulant addition. *Water Sci. Technol.* 59(7):1255–1262.
- Park, H. D., Chang, I. S., Lee, K. J. 2015. Principles of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment. CRC Press
- Roels, T., Dauwe, F., van Damme, S., de Wilde, K., Roelandt, F. 2002. The influence of PAX-14 on activated sludge systems and in particular on *Microthrix parvicella*. *Water Sci. Technol.* 46 (1–2):487–490.
- Sharp, R. R., Heslin, G., Dolphin, M. 2006. Evaluation of a novel membrane bioreactor system for water reuse applications in urban environments. In *Water Pollution VIII—Modelling, Monitoring, and Management*, Eds. C.A. Brebbia, A. do Carmo. Southamton, UK: WIT Press, pp. 479–488.
- Torretta, V., Urbini, G., Raboni, M. 2013. Effect of powdered activated carbon to reduce fouling in membrane bioreactors: A sustainable solution. *Sustainability* 5(4):1501–1509.
- Yang, W., Syed, W., Zhou, H. 2014. Comparative study on membrane fouling between membrane-coupled moving bed biofilm reactor and conventional MBR for municipal wastewater treatment. *Water Sci. Technol.* 69(5):1021–1027.
- Yoon, T. I., Lee, H. S., Kim, C. G. 2004. Comparison of pilot scale performance between MBR and hybrid conventional wastewater treatment systems. *J. Membrane Sci.* 242 (1–2) 5–12.
- Yoon, S. H. 2016. Membrane Bioreactor Process – Principles and Application. Taylor&Francis Group.
- You, S. J., Sue, W. M. 2009. Filamentous bacteria in a foaming membrane bioreactor. *J. Membrane Sci.* 342(1–2):42–49.
- WEF 2011. Membrane BioReactors WEF Manual of Practice No. 36 McGraw-Hill Education

14 Szennyvíziszapok - újrahasznosítási lehetőségeik – EU gyakorlat

Dr. Kárpáti Árpád

Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet

14.1 Bevezető

A lakosság szennyvizeit bizonyos értelemben szelektált, másrészt az ipari részarányaik miatt meglehetősen vegyes folyékony hulladékaiknak kell tekintenünk. „Csővégi” vegyes tisztításuk nagy térfogataik miatt, amihez némi talajvíz infiltráció is csatlakozhat, csakis biológiai úton képzelhető el. Ez a biológiai tisztítás szükségszerű iszaptermeléssel jár. A szennyvíziszap döntően a szerves szennyezők mikroorganizmusok által történő átalakításának a szilárd halmazállapotú maradéka, amely az eredeti szerves széntartalomnak mintegy a felét tartalmazza szilárd formájú szerves vegyületben. Az eredeti széntartalom másik fele CO₂ formájában a levegőbe jut. A szennyvíz redukált nitrogén tartalmából (ammónium-N és szerves-N az iszapba csak annak a mintegy negyede kerül, háromnegyede nitrogéngázzá alakul. Oldott szerves maradék a lakosság tisztított vizébe a nyersvízből már minimális mennyiségben jut (a tisztítóba érkező szerves anyagnak átlagosan talán csak az 5 %-a). A szennyvíz sótartalmának (eredeti és hozzáadott) számottevő része szintén a tisztított vízzel távozik. Kivétel ez alól a foszfát tartalom, melynek döntő része (mintegy 80-90 %-a) az iszapmaradékba kerül. Ugyanitt akkumulálódik a szennyvíz nehézfém szennyezőinek mintegy a fele (Stephenson és társai (1987), Karvelas és társai (2003)). Felmérésük alapján a Mn és Cu mintegy 70 %-a, a Cr, Cd, Pb, Fe, Ni, és Zn-nek viszont csak 40-50 %-a kerül át a szennyvízből a szennyvíziszapba. Az utóbbiak, az iszap izzítási maradékába kerülő anyagok a nyers iszap szárazanyagának a 20-25 %-át teszi ki. Annak a döntő hányada az asszimiláció révén termelődő új élő sejt tömeg és extracelluláris poliszacharid melléktermék (Extracellular Polimeric Substrate – EPS - kapszula), valamint az elhaló sejtek aerob úton tovább alig bontható maradványa.

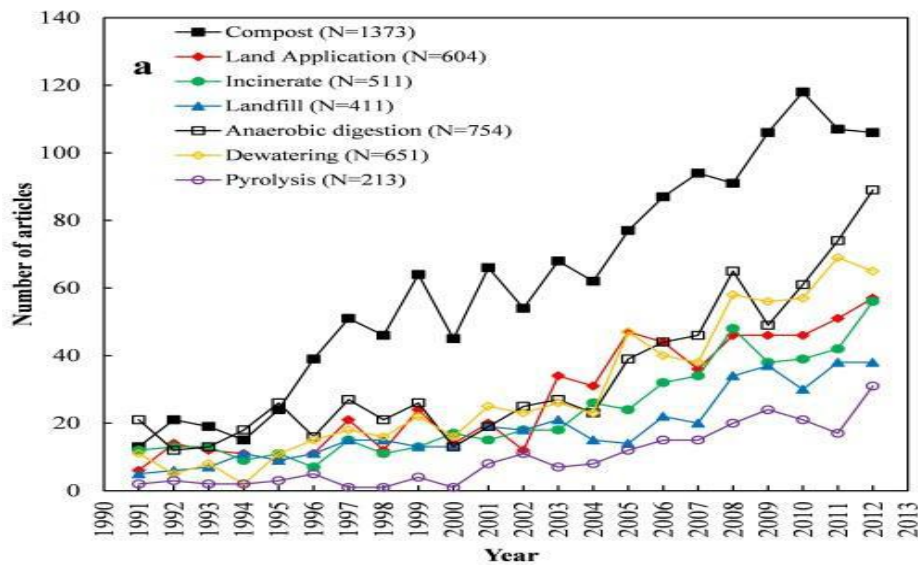
A szennyvíziszap legcélszerűbb további hasznosítási lehetősége az utóbbi években egyre jobban háttérbe szoruló mezőgazdasági hasznosítás lehetne. Ennél a nitrogént és foszfort is tartalmazó sejtanyag növényi tápanyagként hasznosulhat. A szerves rész rothasztásával ugyanakkor akár a tisztítás energiaigényének több mint a fele biztosítható a belőle keletkező biogázból

történő áramtermeléssel, ezért széleskörű a gyakorlata. A nedves maradék égetésével csak kevés energia nyerhető vissza, viszont szárazon, több mint fele eredeti szárazanyagát kiégetve javulnak a deponálási lehetőségei, szállítási költségei. Az égetésnél a szénnel együtt az iszap nitrogénje is inert formájában gázfázisba kerül. Foszfátja, és nehézfém tartalma viszont továbbra is benne marad az égetés hamujában.

A nyers iszapok szerves anyagának a fele már a rothasztásnál széndioxidá és metánná alakul, ami energetikailag hasznosul. A maradékban így a szerves anyag, és nitrogéntartalom is a nyers iszapéhoz képest mintegy a felére csökken, inert anyag hányada viszont 35-40 %-ra nő. A maradékba kerül a szennyvíz eredeti foszfor tartalmának a 80-90 %-a (eredetileg oldott orto-foszfát, sejtek DNS, ADP és ATP tartalma, a sejtekben akkumulált poli-foszfát) részben eredeti, részben az elbomlásukkor felszabaduló orto-foszfát vízfázisból vassal, vagy alumíniummal kicsapott formában. Növeli ezt az inert hányadot a kicsapó vegyszerek hidroxidja is. A nagy fajlagos felületű iszap mellettük a nyersvizek/szennyvizek eredetileg oldott kalcium, magnézium, szilícium tartalmának egy részét, valamint szennyvizek adott pH-n csapadékot képező nehézfém tartalmát is megköti. Az eleveniszap inert (nem szerves) részének a döntő hányada azonban foszfát. A rothasztási maradéknak viszont ezzel együtt a legértékesebb része annak a szerves anyaga, s az abban kötött redukált nitrogén. A foszfát őket követi. Talán azért is, mert felvehetősége a növények részére a mindenkori formájának a függvénye, s ennek kapcsán eléggé korlátozott. A segédanyagokkal történő komposztálása növeli a szerves anyag tartalmát, s annak a minőségét (humusz), ami további előny a hasznosításánál. Az iszaprothasztás maradékát elégetve a maradékban már csak a foszfor lehet értékes tápanyag a talajoknak. Pontosabban annak közel negyede csak a közvetlenül hasznosítható, semleges ammónium-citrátban oldódó része. Változatlanul a hamuban marad ugyanakkor a fémtartalom döntő része, azzal együtt, hogy az égetésnél az illékonyabb veszélyes fémek egy része is kikerülhet a maradék hamuból.

A mezőgazdasági hasznosítást zavaró szárazanyagra mérhető nehézfém koncentráció tehát az iszap feldolgozása során változik. Felhasználhatóságukat talajtápanyagként pedig éppen ez a nehézfém koncentráció limitálásával korlátozzák leginkább. Mellettük ugyan ma már nyilvánvaló, hogy az iszapokban maradó, biológiailag nehezen bontható gyógyszermaradványok és egyéb szintetikus szerves anyagok is veszélyt jelenthetnek, de közülük csak kevésre van jelenleg rendeleti korlátozás, elsősorban mérési problémáik, valamint

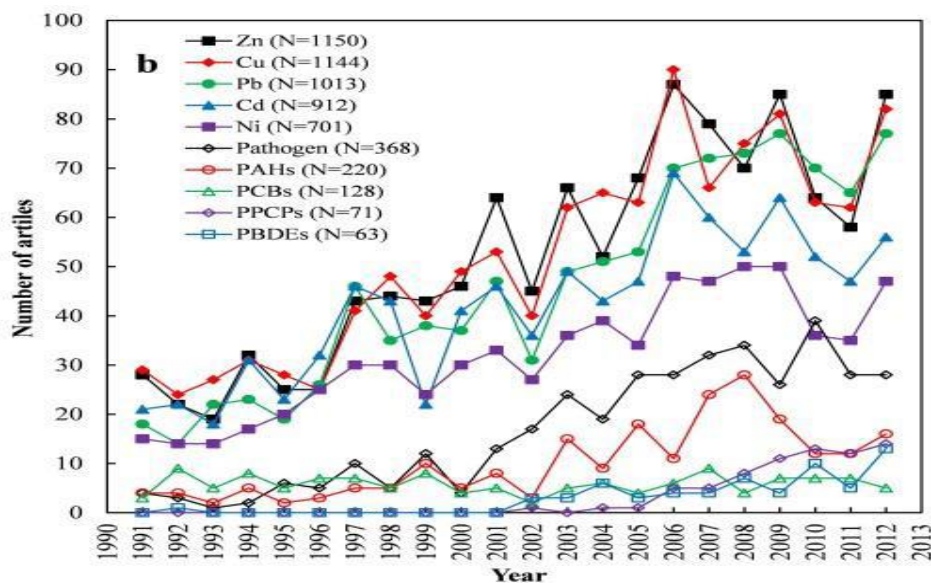
hatásaik hiányos ismerete miatt. Az utóbbiak az iszap égetésekor elbomlanak, széndioxiddá alakulnak. Így szennyvíziszap hamu azoktól legalább mentes. Mindezek ismeretének fontosságát bizonyítja, a különböző iszaphasznosításokkal, felmerülő problémáikkal foglalkozó cikkek nagy száma az utóbbi években (51. ábra és 52. ábra- Yunyi Li és társai, 2016).



Komposztálás
Mezőgazdasági hasznosítás
Elégetés
Deponálás
Anaerob szennyvíziszap rothasztás
Víztelenítés
Pirolízis

1.

51. ábra Adott témakörökben publikált cikkek száma 1991-2012 időszak egyes éveiben.

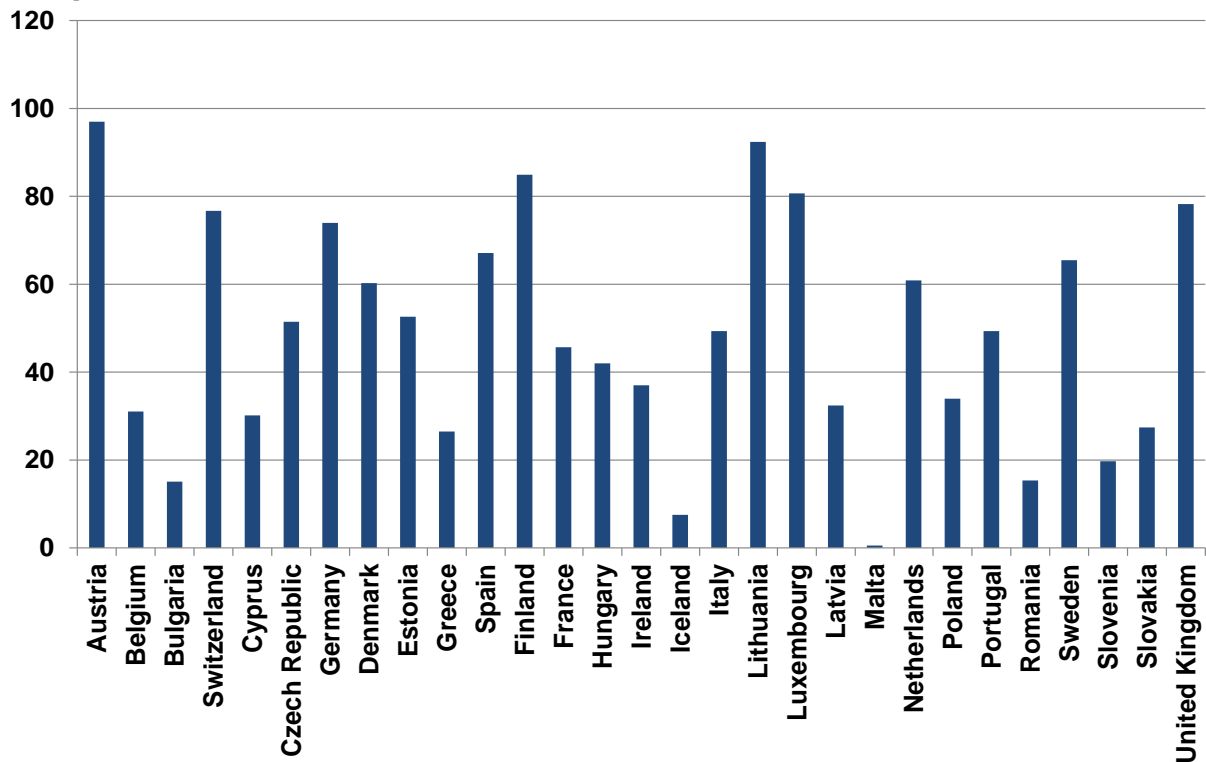


52. ábra A szennyvíziszap nehézfém és egyéb szennyezői témakörében publikált cikkek száma 1991-2012 időszak egyes éveiben.

14.2 Különböző szennyvíziszapok keletkezése, anyagmérlege és energiataralma

A szennyvíztisztítás gyakorlatában a kis telepeknél csak nyers (primer, szekunder, vagy keverékük, esetleg előülepítés nélküli teljes oxidáció terméke) iszap keletkezik. Nagyobb telepeken ezeknek az anaerob rothasztással részben stabilizált változata jelentkezik. Az iszapstabilizálás a kisebb telepeken lehet aerob iszapstabilizálás is, aminek a teljes oxidáció ezeknél egy mérsékelt iszapstabilizálási változata. A nagy telepeken az anaerob rothasztás általános, esetleg a kisebbekről begyűjtött iszappal vegyesen is. Ezt célszerűsíti a nyersiszapokból így előállítható 60-65 % metán tartalmú biogáz termelődése, s vele a rothasztott iszap szerves anyag tartalmának a mintegy 45-50 %-os csökkenése. Ez az iszapmaradék mennyiségét csökkenti, szárazanyag tartalmára számítható foszfor és nehézfém koncentrációját ugyanakkor mintegy másfézszeresére növeli (Fazekas és társai, 2013).

A lakosegyenérték (LEÉ) fajlagosait felhasználva kiszámolható, hogy a 60 g BOI_5 /főxd eltávolításából 36 g iszap szerves szárazanyag (MLVSS)/főxd keletkezik. 25% inert anyaggal számolva az iszapban, szárazanyagban 48 g vegyszeres iszap (MLSS)/főxd a teljes iszaphozam. A 36 g/főxd szerves anyagnak a közel fele alakul a rothasztóban metánná és széndioxiddá, így a maradék összes mennyisége 30 g MLSS/főxd, amiből 12 g/főxd az inert rész. Ebben lesz benne a szennyvíz foszfor tartalma, ami átlagosan közel 1 g/főxd. Természetesen a foszfor foszfát formájában lesz jelen, ami az előző minimálisan három és félszeres (112/32) mennyisége foszfátként az iszapban. Mivel a sejtben akkumulált poli-foszfát is tartalmaz valamennyi kapcsolódó, döntően kálium kationt, ennél nagyobb szorzóval is számolhatunk. Ha a sejtből kiszabadulva, alumíniummal vagy vassal csapódik ki a foszfát, az iszap mennyisége tovább nő. A 12 g/főxd inert anyagnak harmada – fele lesz a foszfát, illetőleg a hamujának csaknem a tizede (1/12) a foszfor. A foszfátot kicsapó, keletkező szulfidot megkötő Fe^{3+} túladagolásakor ugyanakkor az inert anyag hozam jelentősen nőhet, növelve az iszap, majd égetés esetén az iszaphamu-maradék mennyiségét is. Megállapítható ugyanakkor, hogy a rothasztott iszap szárazanyagának lényegesen kisebb a szerves anyag hányada, s azzal a fűtőértéke is (csak mintegy a 3/5-e) a nyers iszapénak. A fenti adatokkal jól egyezik az EU egyes országainak fajlagos iszaptermelését bemutató 53. ábra (Mininni és Dentel, 2013)



53. ábra Napi szennyvíziszap termelés az egyes EU országokban (g szárazanyag/fő*nap)

A nyers szennyvíziszapokat mérsékelt víztelenítés után (anaerob rothasztás nélkül, vagy megfelelő tárolást, rövidebb hideg rothasztást követően) injektálással is a talajfelszín alá juttathatják, ahol a vegetációs ciklust követően kellő idő áll rendelkezésére a biológiai stabilizáláshoz, hideg komposztálódáshoz. Az iszap viszkozitása miatt az injektálást csak kis, 7-8 % szárazanyag tartalmú iszapokkal lehet megvalósítani. Ennek elterjedt gyakorlata van hazánkban is, bár korlátozza a tartós időszakos iszaptározás igénye, illetőleg talajba történő injektálás gépigényének a költsége (terepre történő iszapelosztás, injektálás).

Általánosan ugyanakkor a nagyobb szennyvíztisztítóknál (20-50 ezer lakosegyenérték felett) a nyers iszapok anaerob rothasztása, s azzal a kisebb mértékű stabilizálása. A gáz hasznosításnak a kiépítése sem egyszerű. Gázmotorral egyébként csak a gáz energiatartalmának a 45 %-át, vízgőzön keresztüli áramtermelésnél csak 15 %-át lehet villanyárammá alakítani. Sajnos a gázmotor is fajlagosan drága. Ezen túl a teljes termelt villamos energia felhasználását is telepen belül célszerű, megfelelő termelés-szabályozással (puffer gáztárolás, gázmotor üzemeltetés) biztosítani, mert a kifelé történő értékesítés ma még nehézkes.

A szennyvíziszapból visszanyerhető, növények révén hasznosítható foszfor a jövőben, a természetes foszfát készletek csökkenése miatt a jelenlegi becslések szerint mintegy száz éven belül fontos mezőgazdasági segédanyaggá válhat. Az eddig vázolt út módosításával ezért a foszfor egy részét napjainkban kristályos struvitként ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$), minimális nehézfém szennyezettséggel akarják a még nem víztelenített rothasztott iszapból közvetlenül kinyerni magnézium-oxid adagolásával. Ez a legkedvezőbb lehetőségének tűnik napjainkban az iszap foszfát tartalmának a hasznosítására. Ha azonban ez gyakorlattá válik, a rothasztott, valamint komposztált szennyvíziszapok mezőgazdasági értéke is tovább csökken, hiszen bár változatlan marad azoknak a redukált nitrogén és szerves anyag tartalma, foszfor tartalma csökken, nehézfém tartalma pedig valamelyest nő.

Az iszap megfelelő hőkezelésre egyébként az iszap higienizálása (fertőzésveszély csökkentése), biológiai stabilizálása miatt van szükség. Alkalmas erre bármelyik termofil aerob ($55\text{-}60\text{ }^\circ\text{C}$ között folytatott) biológiai kezelés is. Mindegyik a szerves anyag oxidációval történő stabilizálását eredményezi. Iszapmaradékok talajban történő további lassúbb oxidációja már nem okoz csírázásgátlást, vagy fitotoxicitást a növényekre. Az utóbbit egyébként a nehézfém-tartalom is okozhatja, különösen savas talajoknál.

A folyadékfázisú termofil oxidáció az iszaprothasztás megkerülésére adhat lehetőséget a jövőben. Ez ma még nagyon ritka, de nem zárható ki a terjedése a jövőben az egyszerűsége, iszapstabilizációja kapcsán (biztonságos fertőtlenítés és iszaptömeg csökkentés). Ennél az iszapból mind a foszfátnak, mind a redukált nitrogénnek a nagyobb része is a folyadékfázisba kerül. A foszfát egy része struvitként ekkor is kinyerhető, a nagyobb rész azonban a nehézfémek csapadékával együtt az iszapban marad. Az ammónium tartalom a folyadékfázisból az anaerob rothasztásnál általános, biológiai tisztítás főágára történő visszaforgatással mehet veszendőbe megy. Az ammóniumon a meleg iszapvízből ciklikus nitrifikációval /denitrifikációval közvetlenül is eltávolítható. Az iszapvíz ammónium koncentrációja egyébként az öntözéssel történő hasznosításhoz kevés. Ilyenkor a centrifugamaradék nehézfém tartalma az anaerob módon rothasztott iszapokénál is nagyobb lehet, ami a mezőgazdasági felhasználását tovább korlátozhatja. Marad benne ugyan valamennyi foszfát, de azt végképpen nem érdemes a fémeektől elválasztani. A szilárd maradékot víztelenítés után talán legcélszerűbb valamiképpen megszáritani, majd kis szerves anyag tartalmú szilárd maradékként téglába, vagy cementbe égetve vitrifikálni.

Mindegyik biológiai iszapstabilizálás (aerob oxidáció, anaerob rothasztás) maradék iszapja a szerves anyag tartalma révén valamennyi fajlagos energiatartalommal rendelkezik. Ezeknél az átalakításoknál gyakorlatilag a nyers iszapok energiatartalmának mintegy a harmadát-fele megy veszendőbe. Maradékaik nedvességtartalma a centrifugás víztelenítés után eltérő. A nagyobb energiatartalmú nyers iszapoknál centrifugálással maximálisan 14-16 % szárazanyag tartalom érhető el, míg a rothasztott iszapoknál az 25-28 % is lehet. A fenti iszapkezelések szerepe mindenképpen az, hogy csökkentse iszaptömeget, s annak nedvesség tartalmát ami az elhelyezésük (szállítás, kijuttatás a földekre), vagy az energetikai hasznosításuk költségeit csökkenti (Fazekas és társai, 2013).

Stanier és társai (1986) virulens sejtnek az elemi összetételét a makro-elemekre az alábbiak szerint adták meg. A szennyvíziszap és a virulens sejtek összetétele azonban igen eltérő lehet a poliszacharid termelésük, sejtelhalásuk, valamint külső kation megkötésük miatt. A virulens sejtek nehézfém tartalmára ugyanígy található adatok, de abból a szennyvíziszapokban bekövetkező nehézfém akkumulációt nincs értelme kiszámolni, hiszen azok kicsapódása, adszorpciója lényegesen nagyobb szereppel bír az eltávolításuknál, iszapba épülésüknél.

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

Az iszapösszetétel pontosabb érzékeltetésére a Szlovéniában néhány éve mért átlagos szennyvíziszap összetételt és nehézfém koncentrációkat mutatja be az 1. táblázat (Dobersek és társai, 2012). Kis pontatlansága lehet az 1 táblázat adatsorának, hogy az országos átlagból adódóan ezek nyers és rothasztott iszapok átlagolt adatai. További gondja ezen túl az országos átlagos adatoknak a szélesebb általánosítás tekintetében, hogy az ipari üzemekből országonként eltérő mennyiségű a bekerülő nehézfém szennyezés is.

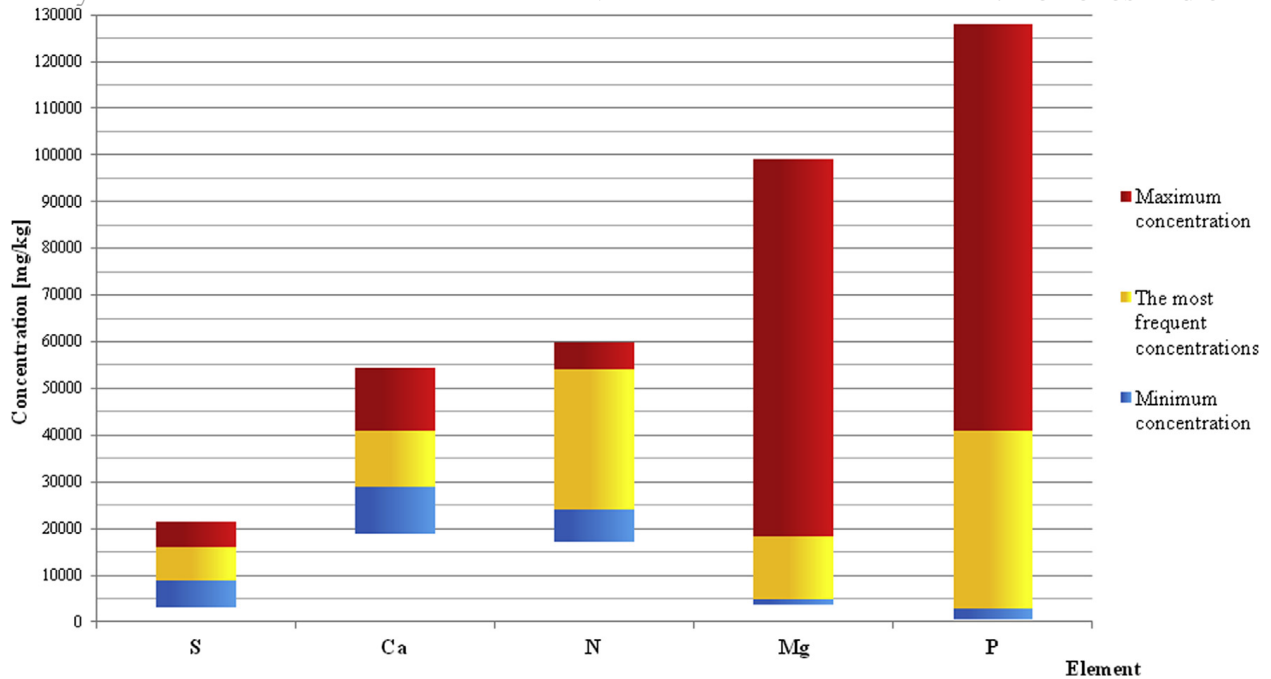
Azt sem szabad figyelmen kívül hagyni, hogy az utóbbi évtizedekben igen jelentős csökkenés következett be a szennyvizek nehézfém szennyezésében az ipar kibocsátásának a fokozott korlátozása, ellenőrzése következtében. Hogy ez mennyire így van, s mennyire bizonytalan egy iszap nehézfém szennyezettségéből általánosítani, a világon talán legszélesebb körű, közlemények adatai alapján készült felmérés (54. ábra - 56. ábra– Cieslik és Konieczka, 2017) adatsorai igazolhatják.

1. táblázat: A szlovéniában 2007-ben mért átlagos szennyvíziszap összetétel
(Dobersek és társai, 2012)

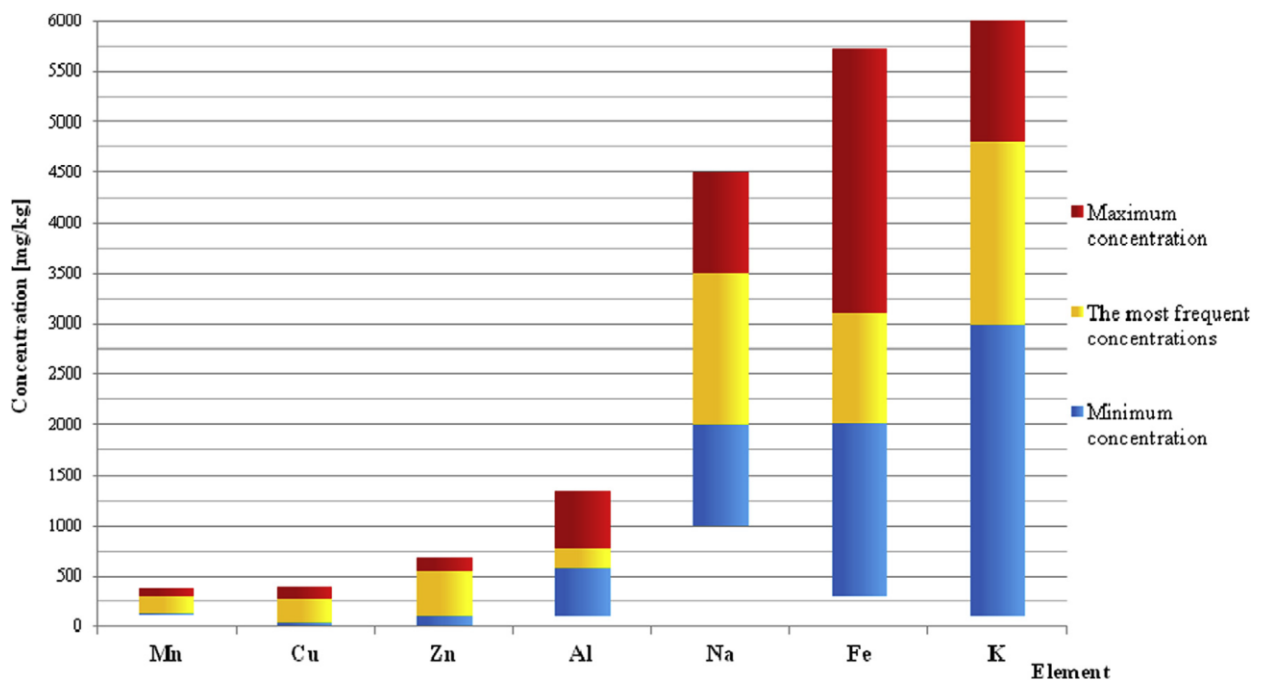
Komponens	Koncentráció		Nehézfémek	Koncentráció	
Száranyag, %	30,50		Pb	53,82	mg/kg sza
Szerves N	14,18	g/kg sza	Cd	1,19	mg/kg sza
Összes N	25,19	g/kg sza	Cr	43,40	mg/kg sza
Ca	70,98	g/kg sza	Co	6,53	mg/kg sza
K	2,63	g/kg sza	Cu	197,10	mg/kg sza
Mg	9,17	g/kg sza	Mn	220,86	mg/kg sza
P	31,00	g/kg sza	Mo	3,90	mg/kg sza
As	6,05	mg/kg sza	Ni	27,69	mg/kg sza
Zn	809,5	mg/kg sza	Hg	1,00	mg/kg sza
pH	7,70				

Az ábrákon bemutatott iszapok szárazanyag tartalmának a csökkentése további szárítással természetesen megoldható (külső hővel, Nap energiájával történő szárítás). Talán legolcsóbb erre az utóbbi, a szolár-szárítás, aminek azonban jelentős a beruházási költsége, s nagy a felületet igénye is. Az iszapszárítás végtermékei azonban a szárazanyagra mérhető változatlan nehézfém tartalmuk miatt továbbra is elég korlátozottan hasznosíthatók közvetlenül a mezőgazdaságban.

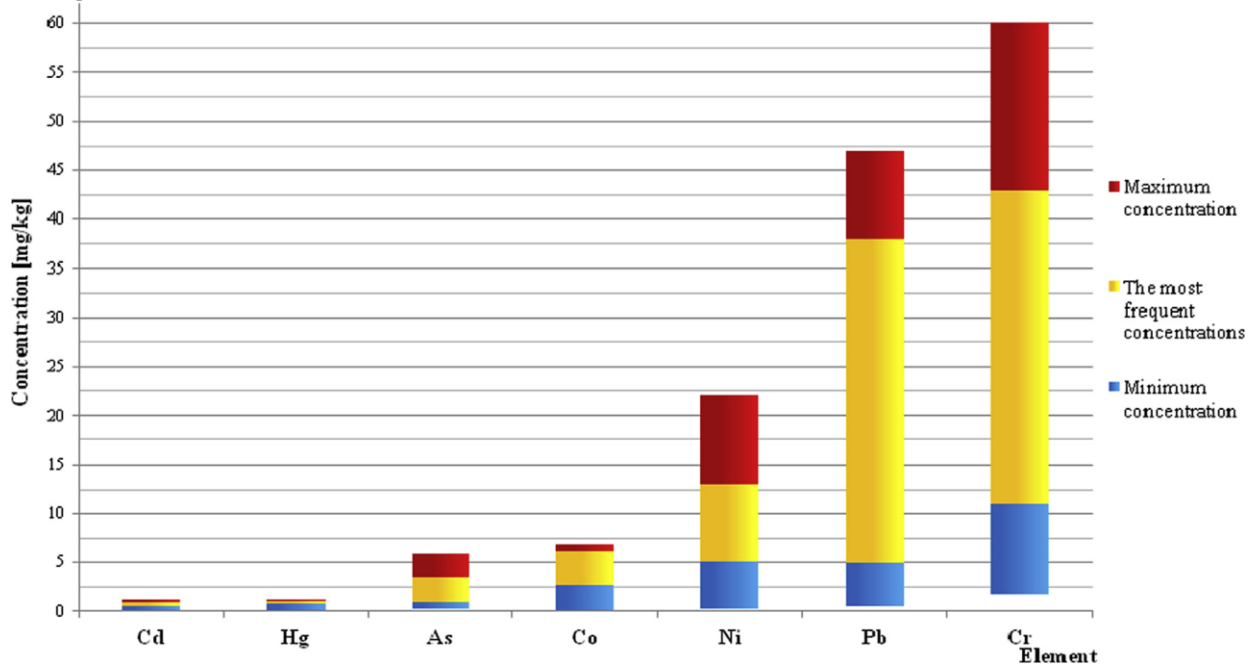
Tovább nő viszont a szennyvíziszapok, vagy termékeik maradékának a nehézfém koncentrációja, ha azokból a szerves anyagot kiégetik. A korábbi elméleti számítások szerint a szárazanyag tömeg (C, N, S, kristályvíz tartalom eltávoztása miatt) rothasztott iszapokénak közel a felére csökken. Így a rothasztott szennyvíziszap szárazanyagában a nehézfémek koncentrációi nyers iszapénak több mint másfélszeresére, míg az iszapégetés hamujában több mint a nyers iszapénak a négyszeresére nő.



54. ábra A főbb komponensek (elemek) koncentrációi az európai és ázsiai országok szennyvíziszapjaiban (maximumok/átlagok/minimumok)



55. ábra A szennyvíziszapokban közepes koncentrációkban levő elemek koncentrációi az európai és ázsiai országok szennyvíziszapjaiban (maximumok/átlagok/minimumok)



56. ábra A szennyvíziszapokban kis koncentrációkban levő elemek koncentrációi az európai és ázsiai országok szennyvíziszapjaiban (maximumok/átlagok/minimumok)

A komposztálás (szerves anyag további levegős – aerob- oxidációja) a rothasztott, majd centrifugált (víztelenített) iszapok, iszapkeverékek segédanyagokkal (szalma, faforgács, zöldhulladék, stb...) együtt történő higienizálását, biológiai stabilizálását, humifikálását és szárítását biztosítja (Alexa és Dér, 2001; Epstein, 2003). Ez tehát már segédanyaggal kombinált energetikai és növényi tápanyag újrahasznosítás. Megfelelő komposztálás kialakításához eleve szükséges a 40 % körüli kiindulási szárazanyag tartalom, ami a víztelenített 20 % körüli nyers, vagy 25 % körüli rothasztott szennyvíziszap és a szárazanyaguk mintegy 2-3 szorosa mennyiségű száraz, cellulóz és lignin tartalmú növényi anyag előkeverésével biztosítható. A komposztálás végére mintegy 50 % alá csökken a keverék (végül termék) nedvesség tartalma. Szerves anyag tartalma s ezzel a szárazanyagra vonatkoztatott fűtőértéke a segédanyagok hozzáadása, majd annak is a részleges oxidációja eredményeként alig változik. A szerves anyagnak ez a részleges oxidációja biztosíthatja a termikus higienizálást, csíraszám csökkentést, patogének elölését, a lignintartalommal csaknem kétszeres mennyiségének megfelelő humusz keletkezését, s a komposztálódó keverék további száradását. A jó komposztban már mintegy 60 % körüli a szárazanyag tartalom.

Természetesen az áruházakban, növényboltokban, üzemanyag töltő állomásokon vásárolható komposztok ennél nedvesebbek a kedvező állag és célszerű árkialakítás miatt. A 60 % szárazanyag tartalmú komposzt ugyanakkor már el is tüzelhető, nem kell az égetéséhez támasztó-hő. Ennek biztosításához a víztelenített rothasztott iszapok esetében a minimálisan szükséges szárazanyag tartalmat mintegy 50 %-ra becsülik, nyers iszapoknál ehhez már 35-40 % is elegendő. Víztelenített rothasztott iszap közvetlen égetése hazánkban a váci cementgyárban van, míg a Budapesten keletkező szennyvíziszapok nagyobb részét komposztálás után a Mátrai Erőműben égetik el. Az utóbbi esetben a komposztálás elsődleges célja a szárítás, és azzal a szállítási költség csökkentése. Természetesen a komposztált iszapokat legcélszerűbb lenne a mezőgazdaság arra szoba jöhető talajaiban hasznosítani, azonban a szállítás, kihelyezés költsége ezt gazdaságilag kedvezőtlené is teheti.

A komposzt termék szárazanyag tartalmára mérhető nehézfém koncentráció a segédanyagok adagolásának hatására a rothasztott szennyvíziszapokéhoz képest csökken. A mezőgazdasági hasznosítást azonban számos ország arra vonatkozó előírásai ettől függetlenül szinte teljesen megakadályozzák a szigorú nehézfém határértékekkel.

14.3 Jogi szabályozás és hatása a szennyvíziszapok, komposztok hasznosítására

A szabályozás alapvetően az iszap felhasználásának az egészségügyi biztonságát és a növényekre gyakorolt hatását veszi irányadónak. Ennek megfelelően nem lehet a talajokra kikerülő termékekben adott mértéket meghaladó csíraszám, fertőző ágens (szalmonella, patogének) nem lehet, illetőleg nem lehet az iszapnak csírázás gátló és fitotoxikus hatása sem. Ezeket nehezebb egyébként megfelelően ellenőrizni az iszapok mindenkori inhomogenitása miatt. Ezen túl a megfelelő minőségű termékek visszafertőződése is potenciális veszély.

Természetesen emellett növényi tápanyagból sem lehet nagyobb dózist kihelyezni belőlük, mint amennyit az adott talajokon a növény hasznosítani képes (N és P dózis). A nitrogén felhasználására azon túl az előírás megadhat egy biztonsági tényezőt (hasznosulás mértéke), viszont nem veszik figyelembe, hogy a jó komposztok nitrogén tartalmának csak az ötöde hasznosul a kihelyezést követő első évben, majd a további években a felhasználódása az

adott kihelyezésből tovább lassul. Évente történő kihelyezésnél a kumulációt, valamint a hasznosulást is annak megfelelően kell számba venni.

A szabályozás másik kulcskomponense az iszapok, komposztok, vagy hamu ma már igen egyszerűen mérhető nehézfém komponenseinek koncentrációja. Ennek alapján eltérő határértékek vannak az üzletláncokban forgalmazható komposztoknál, valamint a nagy tömegben mezőgazdasági hasznosításra kerülő iszapoknál, komposztoknál. Ez egyébként a kiskerti, háztáji, valamint az iparszerű felhasználás eltérő ellenőrizhetőségének a szükségszerű következménye.

A nehézfém koncentrációkra a különböző országok az adottságaiknak, lehetőségeiknek megfelelő határértékeket írtak elő. A mezőgazdasági hasznosítás jelenlegi, országonkénti koncentráció határértékeit a kihelyezhető iszaptermékek nehézfém-tartalmát, valamint limitált szerves anyag szennyezettségét a következő oldali táblázatok mutatják (Mininni et al, 2015).

Nagyok az eltérések például Cu és Cd esetében. A legszigorúbbak általánosan: Ausztria, Flandria, Dánia, Finnország, Szlovénia Svédország. Mérsékelt tiltás a mezőgazdasági felhasználásra: Franciaország, Németország, Olaszország, Spanyolország (a legnagyobb iszaptermelők) és hasonlóképpen az USA

Térségünkben kiemelkedik Szlovénia és Ausztria nehézfémeket illető szigorú korlátozása, míg Németország valamelyest mérsékeltebb. Franciaország, Anglia, Olaszország, Spanyolország és Portugália, no és Magyarország az EU országok közül a kevésbé szigorú, ami a természeti adottságaiknak, rendelkezésre álló nagy mezőgazdasági területhasznosításuknak köszönhető. Ezeknél a szennyvíziszap mintegy 30-50%-a kerül mezőgazdasági hasznosításra. Esetenként nem is a rothasztott iszapé, hanem a nyers iszapoké a kisebb tisztítók környezetében, injektálással, vagy fél-egy éves stabilizálódást követően szórással, beszántással.

A 9. táblázat adatsorát a 10. táblázat határértékeivel összehasonlítva látható, hogy a nehézfém tartalom alapján országonként eltérő szabályozás szükségszerűen alakítja az adott helyen kialakuló gyakorlatot is. Szlovéniában éppen ez a szigorúság eredményezte a mezőgazdasági iszaphasznosítás megszüntetését, s az általános iszapégetést. Eltérő az egyes EU országok megítélése az iszapokban maradó, ugyancsak veszélyt jelentő, nehezen

bontható, illetőleg klórozott szerves anyag tartalomra is. Az utóbbiakra ma még kevésbé általános a korlátozás, talán az ellenőrzésük költségigénye miatt is.

9. táblázat A különböző EU országokban érvényes nehézfém koncentráció korlátozás a mezőgazdasági talajokra kihelyezhető iszapokra és komposztokra (mg/kg, szá tartalom)

Európa	Cd	Cr	Cu	Ha	Ni	Pb	Zn	As	Mo	Co	Se
86/278/EEC direktíva	20-40	-	1 000-1 750	16-25	300-400	750-1200	2 500-4 000				
Ausztria	2-10	50-500	300-500	2-10	25-100	100-500	1 500-2 000	20	20	10-100	
Belgium(Flamand)	6	250	375	5	100	300	900	150			
Belgium (Walloon)	10	500	600	10	100	500	2 000				
Bulgária	30	500	1600	16	350	800	3 000				
Csehország	5	200	500	4	100	200	2.500	30			
Dánia	0.8	100	1 000	0.8	30	120	4 000	25			
Finnország	3	300	600	2	100	150	1500				
Franciaország	20	1000	1 000	10	200	800	3 000				
Németország	10	900	800	8	200	900	2 500				
Görögország	20-40	500	1 000-1 750	16-25	300-400	750-1200	2 500-4 000				
Magyarország	10	1000 1 (Cr VI)	1 000	10	200	750	2 500	75	20	50	100
Olaszország	20		1 000	10	300	750	2 500				
Hollandia	1.25	75	75	0.75	30	100	300	15			
Lengyelország	10	500	800	5	100	500	2 500				
Portugális	20	1.000	1.000	16	300	750	2 500				
Románia	10	500	500	5	100	300	2.000				
Szlovénia	0.5	40	30	0.2	30	40	100				
Spanyolország	20-40	1 000-1 750	1 000-1 750	16-25	300-400	750-1200	2 500-4 000				
Svédország	2	100	600	2.5	50	100	800				
USA											
Plafonkoncentráció	85	-	4 300	57	420	840	7 500	75	75		100
Kiemelt minőség	39	-	1 500	17	420	300	2 800	41			100

A komposzt felhasználásának a fentiekén túl talán a konkurencia a legnagyobb gátja, amely a tőzegnek és homoknak a műtrágyával történő keverésével gyártható, üzletláncokban árusítható termékeivel a szennyvíziszap komposzt kistermelői hasznosítását teljesen lehetetlenné is teszi, sőt a mezőgazdaság általános hozzáállását is erősen meghatározza. A legnagyobb félelem a szennyvíziszap komposztokkal szemben azok esetleges fertőzőképessége, valamint a nehézfém-tartalom veszélyének a felturbóztatása. Viszont a mezőgazdasági hasznosítás a jelenleg legolcsóbb megoldás szennyvíztisztításunknak az iszapmaradékára, hiszen a talajban történő deponálás mára már teljesen tiltott. Ettől még néhány országban ma is az elhelyezés főiránya.

10. táblázat Szerves mikroszennyezők koncentrációinak limitálása az EU-ban a
mezőgazdasági felhasználás tekintetében.

	AOX	DEHP	LAS	NP/ NPE	PAH	PCBs	PCDD/ F ³	Others
EC (2000, 2003) ¹	500	100	2 600 - 5 000	50-450	52	0.8 (7 rokon vegyület összesen)	100	
Alsó és felső Ausztria	500	-		-	-	0.2 (6 rokon vegyület összesen)	100	
Karintia	500				5 ²	1	50	
Dánia (2002)		50	1 300	10	3 ²			
Franciaország					Fluoranthene: 4 Benzo(b)- fluoranthene: 2.5 Benzo(a)pyrene: 1.5	0.8 (7 rokon vegyület összesen)		
Németország	500					0.2 minden vegyületre önállóan	100	
Németország (javasolt érték)	400				Benzo(a)pyrene: 1	0.1 minden vegyületre önállóan	30	2-Mercaptobenzothiazole+ 2-hydroxybenzothiazole: 0.6
								Tonalid:15
								Glalaxolide: 10
Svédország		-		50	3 ²	0.4 (7 rokon vegyület összesen)		
Csehország	500					0.6		

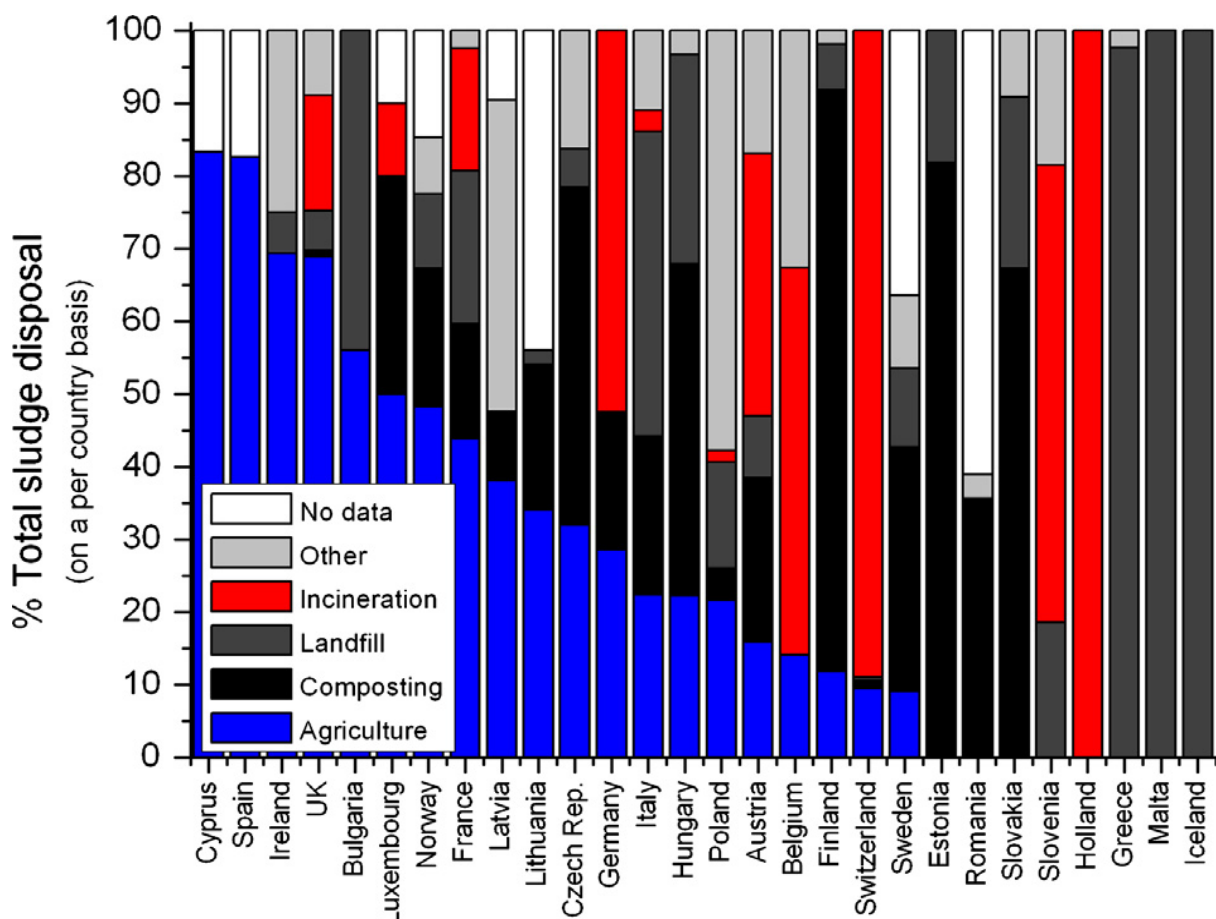
AOX Adszorbeálható szerves halogénvegyületek
DEHP Diethyl-hexil- ftallátok (műanyaglágyítók)
LAS Lineáris-alkilbenzol-szulfonátok (mosószerek)
NP/NPE Nonilfenolok és nonilfenol-etoxilátok
PAH Poliaromás szénhidrogének
PCBs Poliklórozott bifenilek
PCDD/F Poliklórozott dibenzo-dioxnok és dibenzo- furánok

- 1- javasolt határérték
- 2- acetonaftének, fluorének, fenantrének, pirének, benzo(b+j+k)fluorantének,
benzo(a)pirén, benzo(ghi)perilén, indofeno(1,2,3-c,d) pirén
- 3- nanogramm/kilogram szárazanyag

Hosszú távon szóba jöhető megoldás ezért a jövőre még továbbra is a mezőgazdasági hasznosítás, no meg az iszap égetése marad. Az utóbbit követően persze le kell mondani az iszap szerves anyagának a talajjavító hatásáról, valamint az azzal történő tartós nitrogén utánpótlásról is. Megmarad viszont a iszapégetés hamujában továbbra is foszfort, mint potenciális talajtápanyag. Ez azért fontos komponens, mert meg nem újuló tápanyagforrása a növénytermesztésnek. Az iszaphamu mezőgazdasági hasznosítását viszont az iszapéhoz hasonlóan a nehézfém tartalom limitálja mind annak a koncentrációjában, mind a talajhoz adagolható mennyiségében. A talajok nehézfém tartalmát ugyanis nem lehet a növényekre már kedvezőtlennek ítélt koncentráció fölé emelni. Az erre vonatkozó határértékeket a 4. táblázat mutatja be (Mininni és társai, 2015)

14.4 A szennyvíziszap elhelyezés, hasznosítás jelenlegi gyakorlata

A 4. táblázat előírásának a betartása még a koncentráció határérték tartásánál is nehezebb a mezőgazdasági talajok térségi inhomogenitása miatt. A szabályozás hatására a különböző országokban kialakult helyzetet az 57. ábra mutatja. Látható abból, hogy a szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása a különböző EU országokban azok gazdasági és műszaki lehetőségei által is erősen befolyásolt mértékű.



(Nincs adat / Egyéb / Égetés / Lerakás / Komposztálás / Mezőgazdaság)

57. ábra Különböző EU országok szennyvíziszap elhelyezési, hasznosítási gyakorlata 2009-ben az EUROSTAT adatai alapján (Dánia és Portugália adatok hiányában nincs feltüntetve - Donatello, S., Cheeseman, C. R., (2013)

11. táblázat Az iszap adagolását követően a talajokban megengedhető legnagyobb nehézfém koncentrációk az EU országokban (mg/kg száraz talaj)
(Sede and Arthur Andersen, 2002)

x	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
86/278/EEC Direktíva	1-3	100	50-140	1-1.5	30-75	50-300	150-300
Ausztria átlag	1	100	100	1	60	100	300/150e
Karintia 5.0<pH<5.5	0.5	50	40	0.2	30	50	100
5.5<pH<6.5	1	75	50	0.5	50	70	150
pH>6.5	1.5	100	100	1	70	100	200
Belgium (Flamand)	0.9	46	49	1.3	18	56	162
Belgium (Walloon)	2	100	50	1	50	100	200
Bulgária pH=6-7.4	2	200	100	1	60	80	250
pH>7.4	3	200	140	1	75	100	300
Ciprus	1-3	50	140	1-1.5	30-75	50-300	150-300
Dánia	0.5	30	40	0.5	15	40	100
Finnország	0.5	200	100	0.2	60	60	150
Franciaország	2	150	100	1	50	100	300
Németország agyag	1.5	100	60	1	70	100	200
iszap	1	60	40	0.5	50	70	100
homok	0.4	30	20	0.1	15	40	60
Görögország	3	-	140	1.5	75	300	300
Írország	1	-	50	1	30	50	150
Olaszország	1	-	100	1	75	100	300
Luxemburg	1-3	100-200	50-140	1-1.5	30-75	50-300	150-300
Észtország	3	100	50	1.5	50	100	300
Magyarország	1	75/1 ^d	75	0.5	40	100	200
Lettország	0.5-0.9	40-90	15-70	0.1-0.5	15-70	20-40	50-100
Litvánia	1.5	80	80	1	60	80	260
Málta pH 5-6	0.5	30	20	0.1	15	70	60
pH 6-7	1	60	50	0.5	50	70	150
pH >7	1.5	100	100	1	70	100	200
Hollandia	0.8	10	36	0.3	30	35	140
Portugália pH<5.5	1	50	50	1	30	50	150
5.5<pH<7	3	200	100	1.5	75	300	300
pH>7	4	300	200	2	110	450	450
Lengyelo. könnyű talaj	1	50	25	0.8	20	40	80
közepes talaj	2	75	50	1.2	35	60	120
nehéz talaj	3	100	75	1.5	50	80	180
Románia	3	100	100	1	50	50	300
Szlovákia	1	60	50	0.5	50	70	150
Szlovénia	1	30-100	20-60	0.8	15-50	70-85	60-200
pH<7	1	100	50	1	30	50	150
pH>7	3	150	210	1.5	112	300	450
Svédország	0.4	60	40	0.3	30	40	100
Egyesült Királyság ^a	3	400 ^c	80-200 ^a	150-110 ^a	300 ^b	200-450 ^a	

a - pH \geq 5.0 talajoknál, kivéve a Cu é Ni a pH 6.0-7.0 tartományt, de pH 7.0 fölött Cu 200 mg/kg, Ni 110 mg/kg Zn 450 mg/kg,

b - Csökkentése javasolt 200 mg/kg koncentráció alá elővigyázatosságból,

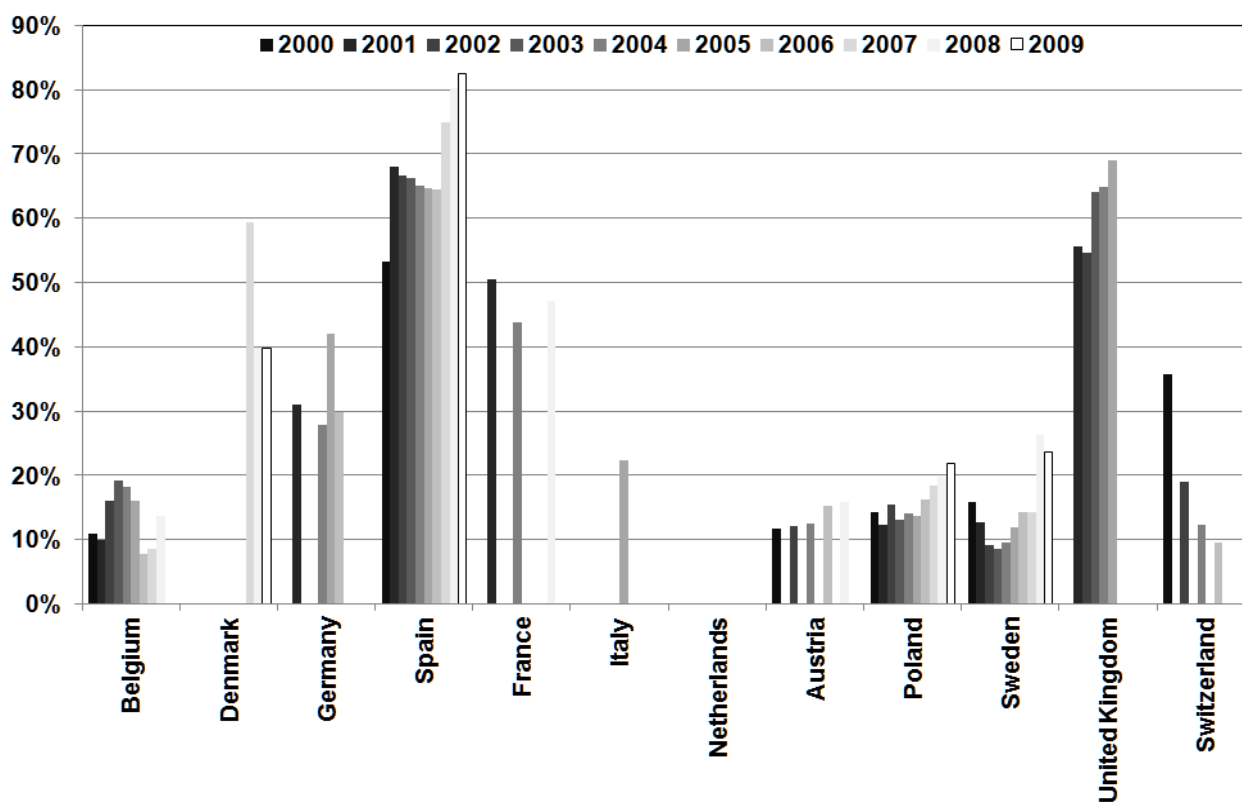
c - javasolt érték DoE, 1989 szerint,

d - 5<pH<6 talajkémhatásnál engedélyezett a mésszel sterilizált iszap használata,

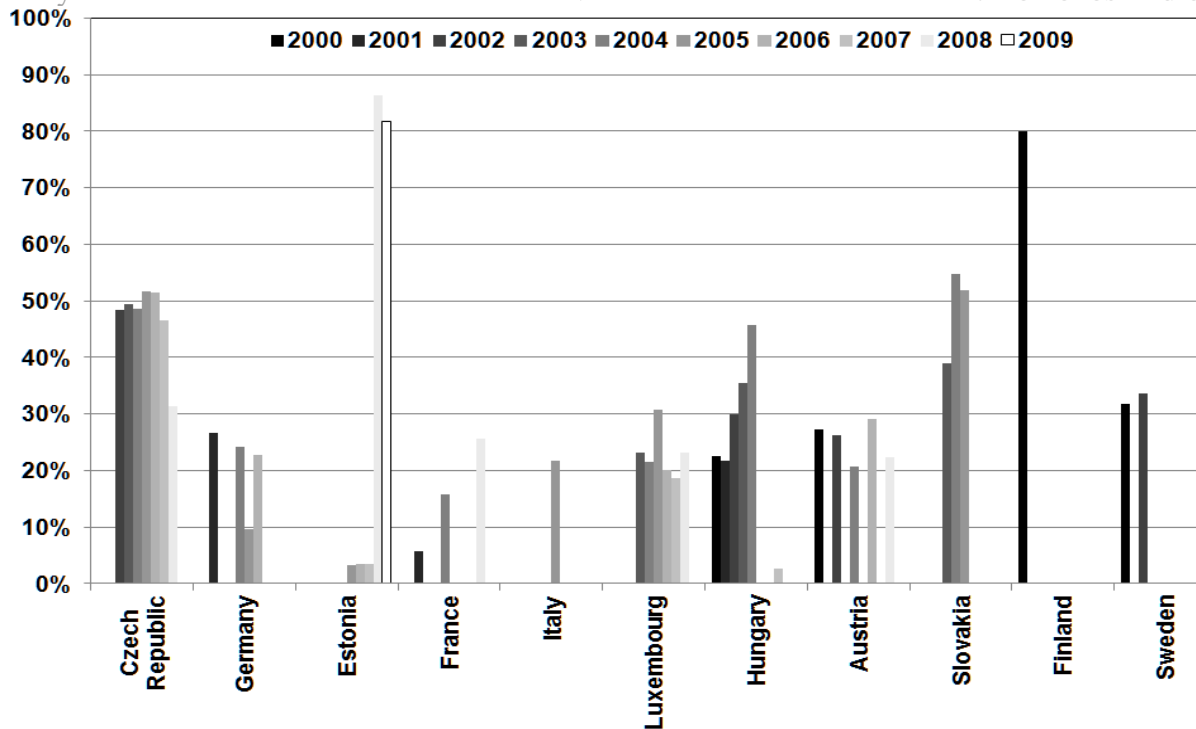
e - pH<6 talajoknál javasolt alacsonyabb határértékek

A bevezetőben bemutatott közelítő számítással a 11. táblázat átlagos szlovén adataiból visszaszámolhatók a különböző iszapok átlagos nehézfém koncentrációi, amiből azután becsülhetők az egyes országok szabályozása adta lehetőségei a különböző iszapelhelyezések tekintetében. Ennek a gyakorlata természetesen a napjainkra nagy számban készített statisztikai felmérésekből is igen jól megítélhető.

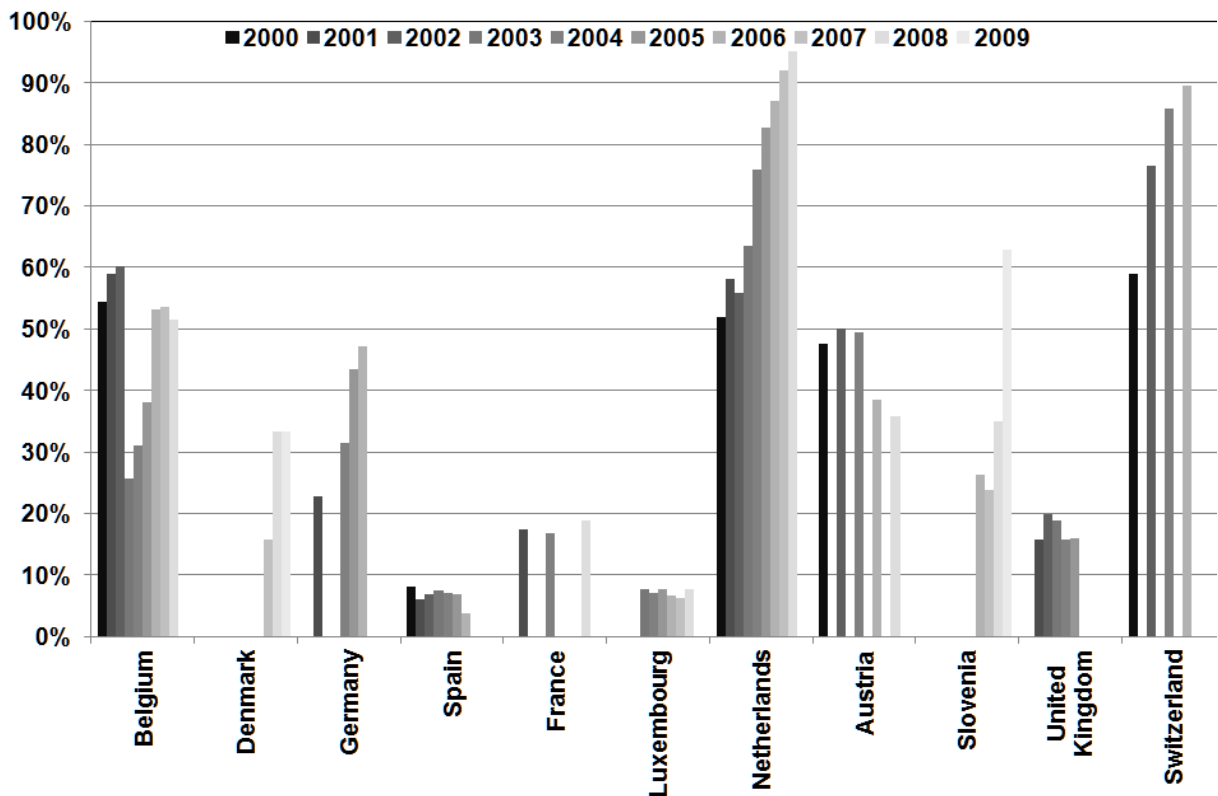
Az országonkénti mezőgazdasági felhasználást, komposztálást és iszapégetést mutatja az 58. ábra - 60. ábra. Ezek 2000-2009 közötti alakulása jól mutatja, hogy milyen eltéréseket eredményez a szabályozás enyhítése, szigorítása az egyes országokban (Mininni és Dentel, 2013). Ez a komposztálásra is igaz, de különösen az iszap égetésének mértékére.



58. ábra A szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása részarányainak (%) alakulása a nagyobb iszaptermelő EU tagállamokban 2000-2009 között.



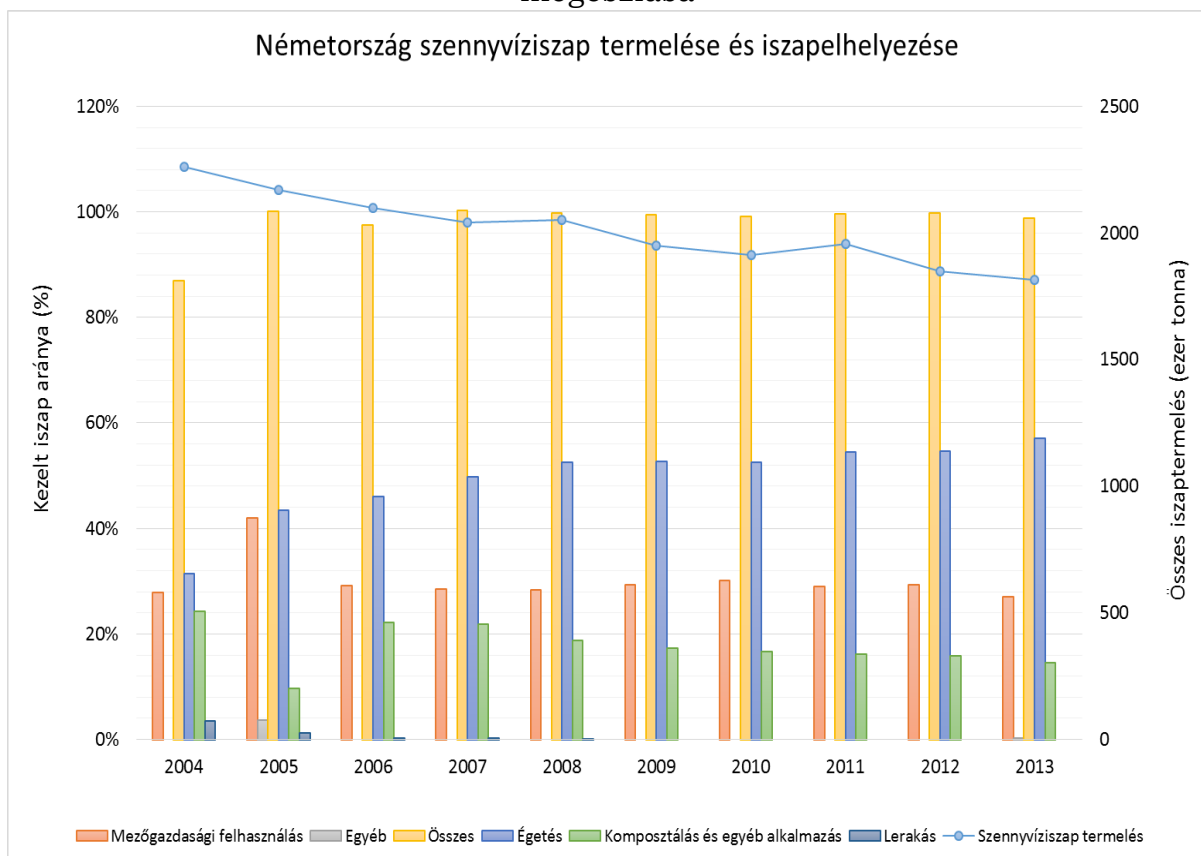
59. ábra A szennyvíziszapok komposztálása hányadainak (%) alakulása az EU országokban
2000-2009 ött.



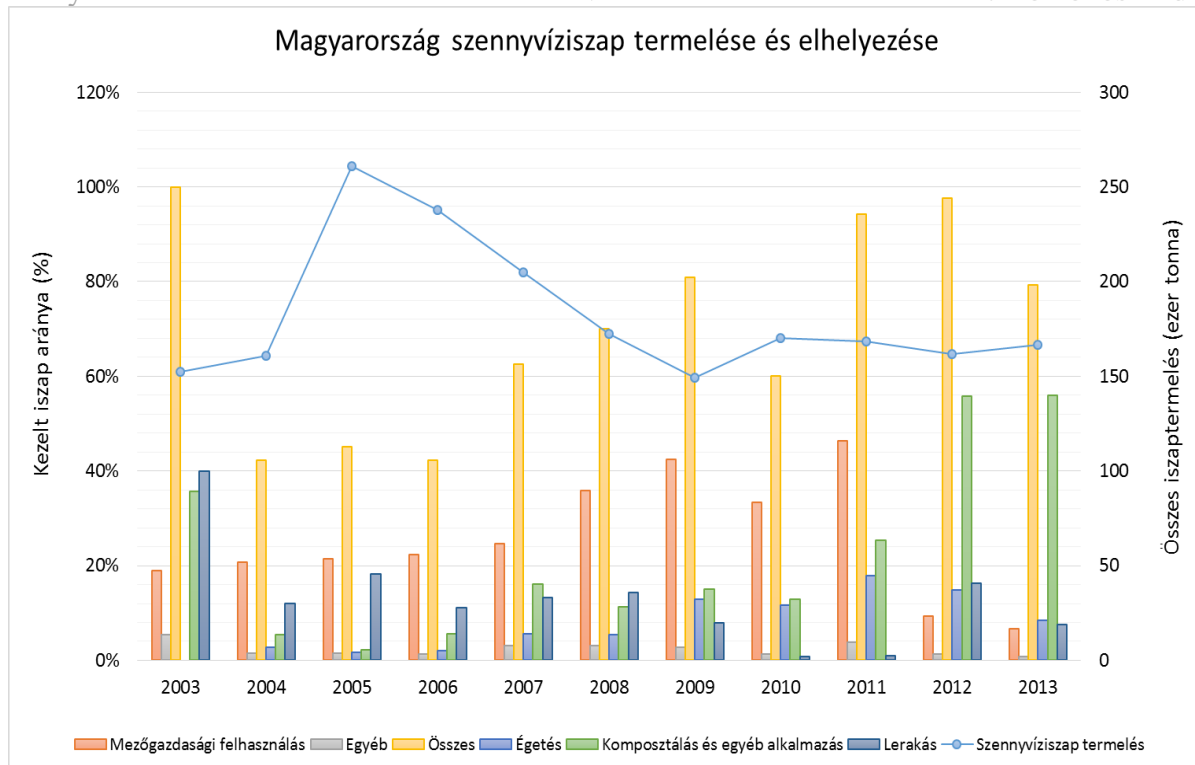
60. ábra Az égetett szennyvíziszap mennyiségek az összes termelés hányadában a nagyobb iszaptermelő EU tagállamokban 2000-2009 között.

A lakossági szennyvíziszapoknak napjainkban országunként eltérő hányadát hasznosítják a mezőgazdaságban, vagy égetik el energetikai hasznosításra. Az utóbbinál persze lehet az elsődleges cél a mennyiségének és veszélyességének a csökkentése is. Érdeemes összehasonlítani az előző ábrák adatsoránál pontosabban is ebben a tekintetben Németország és Magyarország utóbbi éveiben követett gyakorlatát. A 61. ábra és a 62. ábra az iszapjaik különböző módokon történt elhelyezésének mennyiségeit és azok részarányait mutatja be (EUROSTAT).

Németország szennyvíziszap termelésének és iszap elhelyezési gyakorlatának az alakulása 2004-2013 között (éves összes iszaptermelés és az elhelyezés megoszlása)



61. ábra Németország szennyvíziszap termelésének és iszap elhelyezési gyakorlatának az alakulása 2004-2013 között (éves összes iszaptermelés és az elhelyezés megoszlása)



62. ábra Magyarország szennyvíziszap termelésének és iszap elhelyezési gyakorlatának az alakulása 2004-2013 között (éves összes iszaptermelés és az elhelyezés megoszlása)

Látható az ábrákból, hogy Németországban messze nagyobb részarány az iszapégetésé, míg Magyarországon a mezőgazdasági hasznosításé. Németországban viszont már korábban is a mezőgazdaságban felhasznált iszap mennyiség jelentősebb hányadát komposztálták is. Természetesen az is látható, hogy hazai adatszolgáltatásunk az EUROSTAT felé a korábbi években meglehetősen pontatlan volt. Nem látható a két táblázatból, hogy míg a német iszapok döntő többsége mono-égetőkben került hasznosításra, addig a hazai iszapok égetése cementműben, illetőleg erőműben történt napjainkig. Ezért nálunk iszaphamu elhelyezési probléma sem jelentkezhett, csak a mezőgazdasági iszaphasznosításé, komposztálásé. Az utóbbiakkal több konferencia előadás, egy napos rendezvény is foglalkozott az utóbbi időszakban. A nálunk közeljövőben tervezett fővárosi iszapégetés várható következményeiről ugyanakkor semmi. Talán ezért érdemes lehet egy részletesebb, magyarnyelvű áttekintő készítése a hazai szakmai körök és döntéshozók részére az utóbbival kapcsolatosan felmerülő problémákról, távlati lehetőségekről.

14.5 Következtetések

Valamennyi ország környezetpolitikai döntéshozását eddig meghatározóan befolyásolta annak a népsűrűsége, természeti adottságai, települései nagyságának, rendelkezésre álló mezőgazdasági területeinek és termelésre történő kihasználtságának a mértéke, gazdaságának az ereje. Döntésüket többségében a múlt század végén kellett meghozniuk az iszapok mezőgazdasági alkalmazására vonatkozóan a nehézfém koncentrációkat illetően. Ma már ezeket a rendelkezéseket ismételten célszerű lenne felülvizsgálni, hiszen a kettős szabályozás (iszap fémkoncentrációi, valamint adott területre kihelyezhető nehézfém dózis) kellő biztonságot adhatna az elsőnek az esetleg tájékoztató jelleggel történő figyelembevétele esetén is. Ez azért is indokolt lehet, mert az iszapégetés kiépítése komoly gazdasági teher, melyet követően a maradék elhelyezése messze korlátozottabb, kedvezőtlenebb, mint a komposztált iszapé. A komposztálás kiépítése egyébként jóval kisebb költségigény is a gazdaságnak, mint az égetés.

14.6 Köszönetnyilvánítás

A munka kidolgozásának támogatásáért köszönet a Pannon Egyetem GINOP-2.3.2-15-2016-00016 azonosító számú „Vízbázis-védelem, moduláris, mobil vízkezelő rendszerek és szennyvízkezelő technológiák fejlesztése a Pannon Egyetem bázisán hazánk dinamikus export növekedésének elősegítése érdekében” című projektjének.

14.7 Hivatkozások

- Alexa, L., Dér, S. (2001) Szakszerű komposztálás. Elmélet és gyakorlat. Profikomp, Gödöllő
- Cieslik, B., Konieczka, P. (2017) A review of phosphorus recovery methods at Various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of “no solid waste generation” and analytical methods. Journal of Cleaner Production, 142 (2017) 1728-1740.
- Dobersek, D., Goricanec, D., Trop, P. (2012) Municipal wastewater treatment plants in Slovenia. International Journal of Energy and Environment, Volume. 6. Issue 6. <http://www.huber.de/solutions/sewage-treatment-plants/systemsconcept-for-centralized-wastewater-treatment.html>

- Donatello, S., Cheeseman, C. R. (2013) Recycling and recovery routes for incinerated sewage sludge ash (ISSA): A review. *Waste Management*, 33 (2013) 2328–2340.
- Epstein, E. (2003) Land application sewage sludge biosolids, Ch 2, Lewis Publishers
- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács, Zs. (2013) Szennyvíztisztítás korszerű módszerei. Elektronikus jegyzet. Környezetmérnöki Tudástár. Pannon Egyetem, Sorozat szerkesztő: Domokos, E. XXXII. kötet.
- Karvelas, A., Katsoyiannis, A., Samara, C. (2003) Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process, *Chemosphere*, 53, 1201–1210.
- Mininni, G, Dentel, S. (2013) Highlights of current legislation on sludge and bio-waste in EU member states and in the United States. Conférence Internationale « Gestion innovante des boues d'épuration a l'échelle européenne » Charleroi Espace Meeting Européen, 22 Octobre 2013. mininni@irsa.cnr.it, dentel@udel.edu
- Mininni, G., Blanch, A. R., Lucena, F., Bersell, S. (2015) EU policy on sewage sludge utilization and perspectives on new approaches of sludge management. *Environ Sci. Pollut. Res.* (2015) (22) 7361–7374. DOI 10.1007/s11356-014-3132-0
- Sede és Andersen, A. (2002) Disposal and recycling routes for sewage sludge, Available at: http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/sludge_disposal.htm European Commission, DG Environment – B2, 2002.
- Stanier, R. Y., Ingraham, J. L., Wheelis, M. L., Painter, P. R. (1986), *The Microbial World*; Prentice-Hall: Englewood Cliffs, New Jersey.
- Stephenson, T., Lester, J.N., (1987) Heavy metal behaviour during the activated sludge process – I. Extent of soluble and insoluble metal removal, *Science of the Total Environment*, 63, 199-214.
- Yunyi Li, Shuai Shi, Li Zhang, Yangsheng Liu (2016) Global trends and performances of publication on sewage sludge from 1991 to 2012 *Procedia Environmental Sciences* 31. 65 – 74.

MASZESZ Hírcsatorna 2017 (1) 20-38.

15 Szennyvíziszap égetés hamujának jelenlegi sorsa távlati hasznosíthatósága

MASZESZ Hírcsatorna 2017 (2) 8-21.

Dr. Kárpáti Árpád

Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet

15.1 Bevezető

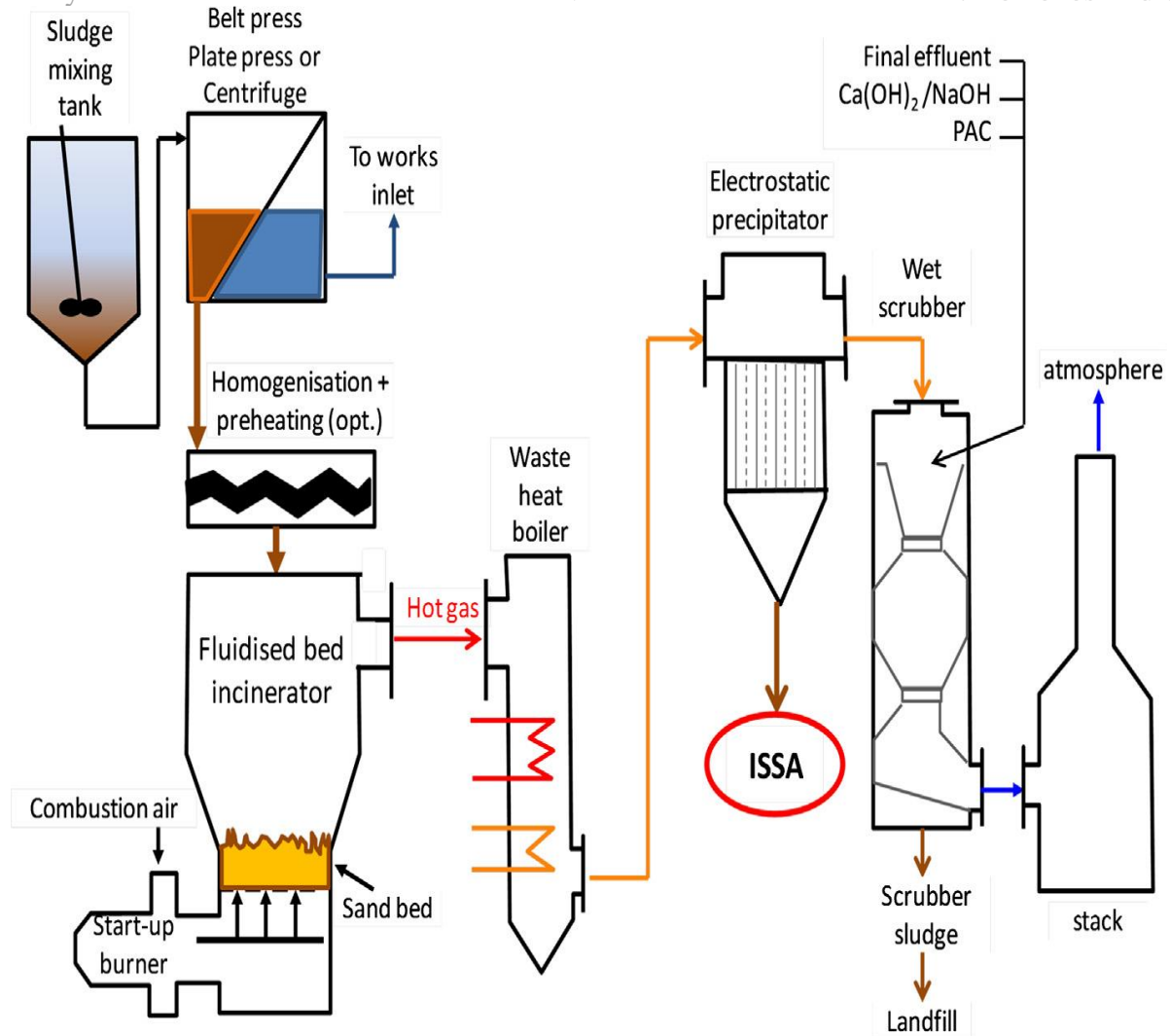
A szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása napjaink körkörös gazdálkodásának nagyon fontos eleme. Hasznosítja a szennyvíz szerves anyagait, redukált nitrogén és foszfát tartalmát is. Persze felmerül számos problémája is, mint a higiénés biztonság garantálása, s a veszélyes szerves anyagok és nehézfémek áttétes hatásai a talajokban. Megfelelő továbbfeldolgozással, biztonságos kihelyezéssel, adagolással ezek ma már kellőképpen kézben tarthatók. Az iszap égetése ugyan ilyen biztonságot jelent, de egyben óriási veszteséget is a tápanyagok újrahasznosítását illetően. Az iszapban az égetés után már csak a foszfát az esetlegesen hasznosítható komponens, sajnos szennyezve az égetés során koncentrálnódó nehézfém tartalommal. Éppen ezért jelenleg az csupán építőanyag komponensként kerül hasznosításra. Európában legtöbb szennyvíziszap-hamut Németország termeli. Iszap-hamuját a mezőgazdasága nem hasznosítja. Mintegy harmadát útépitésben használják fel, harmadát különböző bányajáratokban helyezi el, további harmadát elföldelik. A hamu foszfát tartalma növényi hasznosíthatóságának növelése, valamint a nehézfém tartalmának a szeparálása, esetleges újrafelhasználása jelent napjaink kutatóinak fontos feladatot, továbblépést jövő számára a körkörös gazdálkodás adott termelői ág tekintetében történő zárásához, a szennyvíziszapok hamujának a felhasználásához.

15.2 Szennyvíziszap égetés hamujának jelenlegi sorsa távlati hasznosíthatósága

15.2.1 A szennyvíziszap égetés és hamujának összetétele

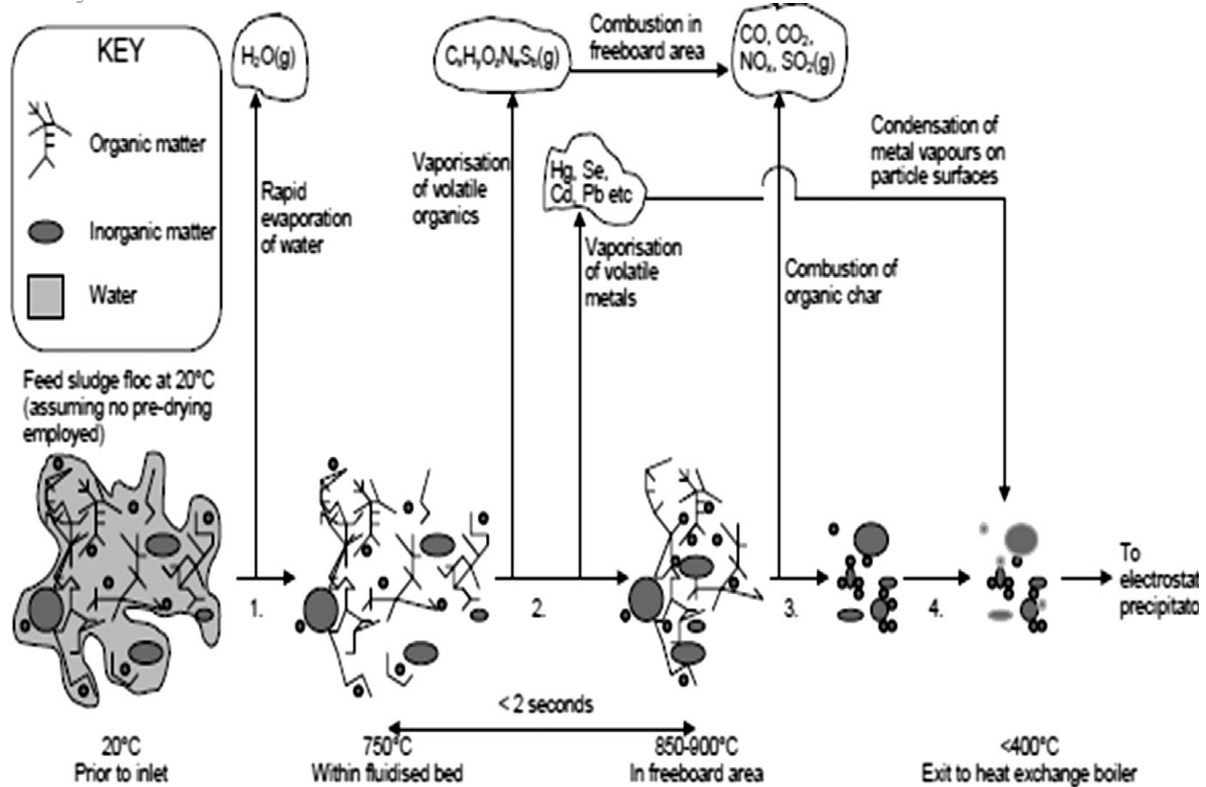
A szennyvíziszapokat cementgyárakban, vegyes tüzelésű berendezésekben és mono-égetőkben is el lehet égetni. Gyakorlati megvalósításáról, műveleti problémáiról kitűnő áttekintőt készített (Werther és Ogada, 1999). Ez rövidítve magyarul is megjelent Peszmeg és Pulger (2006) ismertetőjében, valamint egyik oktatási jegyzetünkben (Fazekas és társai, 2013). Napjainkra a szennyvíziszapok fluid ágyas mono-égetése vált általánossá, melynél így a hamu csak az iszapból ered (63. ábra). Az iszapot az ilyen égetésnél valamilyen előmelegítés után a fluid ágyas égetőtérbe juttatják, ahol a víztartalma gőzzé alakul. Ugyanitt szerves anyagai részben illó molekularészekké bomlanak. Ezt követően az utóbbiak a kondenzált széntartalommal, ammóniummal együtt 850-900 °C hőmérsékleten elégnék. A forró füstgázba kerül az égéstermékekkel együtt a maradék szilárd szervesetlen rész is, amelyet hűtés, füstgáz hőhasznosítás után általában 200-250 °C-on elektrosztatikus porleválasztóban tartanak vissza. Gázfázisba kerül az égéstérben az iszap nehézfém tartalmának egy része is (Hg, Se, Cd, Pb és egyéb, adott hőmérsékleten illó vegyületek), melyek azután a kiégett hamu-részecskékre kondenzálódva a füstgáz lebegő részeivel együtt kerülnek eltávolításra a porleválasztóban, vagy a füstgáz nedves mosásakor (64. ábra).

Fontos tudni, hogy a mono-égetés hőmérséklete több száz fokkal alacsonyabb mint a vegyes égetésé, s részben ezért is a hamujának az összetételén túl a megjelenési formája is más, mint a vegyes égetésé, sokkal finomabb, porszerű. A rothasztott iszap szárazanyagának a mintegy harmada inert rész lesz a hamumaradék, benne az iszap foszfát tartalmával, a hidroxidjaiból keletkező oxidokkal, és szilikátokkal.



63. ábra A szennyvíziszap égetés fő egységei, lépései (Arundel, 2000)

- Sludge mixing tank – Iszaptartály
- Belt press, Plate press or Centrifuge – Iszapvíztelenítés
- Combustion air – Égetéshez levegő
- Sand bed - Homokágy
- Fluidised bed incinerator – Fluid ágyas égetőtér
- Hot gas – Forró füstgáz
- Waste heat boiler – Hulladékhő hasznosító
- Electrostatic precipitator – Elektrosztat. porleválasztó
- Wet scrubber – Nedves mosó
- Scrubber sludge – Mosó iszapja
- Landfill – Lerakás
- Stack – Füstelvezető (légkörbe)



64. ábra Az iszapégetésnél az égőtérben, a hőhasznosítóban és a porleválasztásnál lejátszódó folyamatok tömör áttekintése (Donatello, 2009)

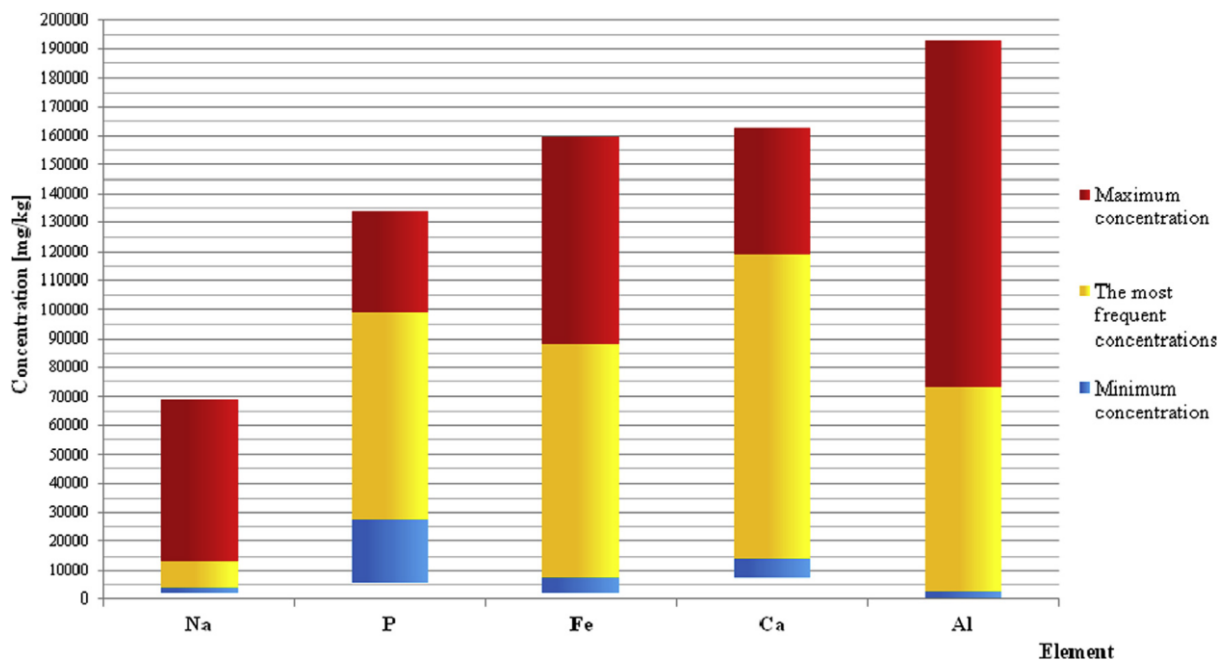
- 1- Iszap bevitele a fluidágyas égetőbe – víz gyors elpárologtatása a fluidágyban 750 °C-n
- 2- Illó részek távozása a száraz iszaphól, ugyanitt a szerves molekulatöredékek oxidációja,
- 3- Szilárd szerves maradék égése, miközben időszakosan oxigénhiányos terekben fémsók (Hg, Se, Cd, Pb, stb) redukciója, párolgása, ismételt oxidációja, a szerves anyagok teljes kiégése (CO , CO_2 , NO_x , SO_2 gázokká) végbemehet. 850-900 °C-on alumina-szilikátok részleges megolvadása is megtörténik.
- 4- Füstgáz hőcseréje, lehűlése után gőz állapotú fémsók kondenzációja 200-250 °C-on a füstgáz szilárd részecskéire, majd azok elválasztása az elektrosztatikus porleválasztóban.

Az iszapégetésnek a század elejétől bekövetkezett nagyarányú fejlődése, elterjedése hozta szükségyszerűen magával az égetési maradék, az iszaphamu elhelyezésének problémáját. Azt a lényegesen kisebb értéke miatt közvetlenül már senki nem akarja a talajokra kihelyezni, holott értékes komponenseinek koncentrációja még igen jelentős (Cieslik és Konieczka, 2017). K, Mg, Na, és P

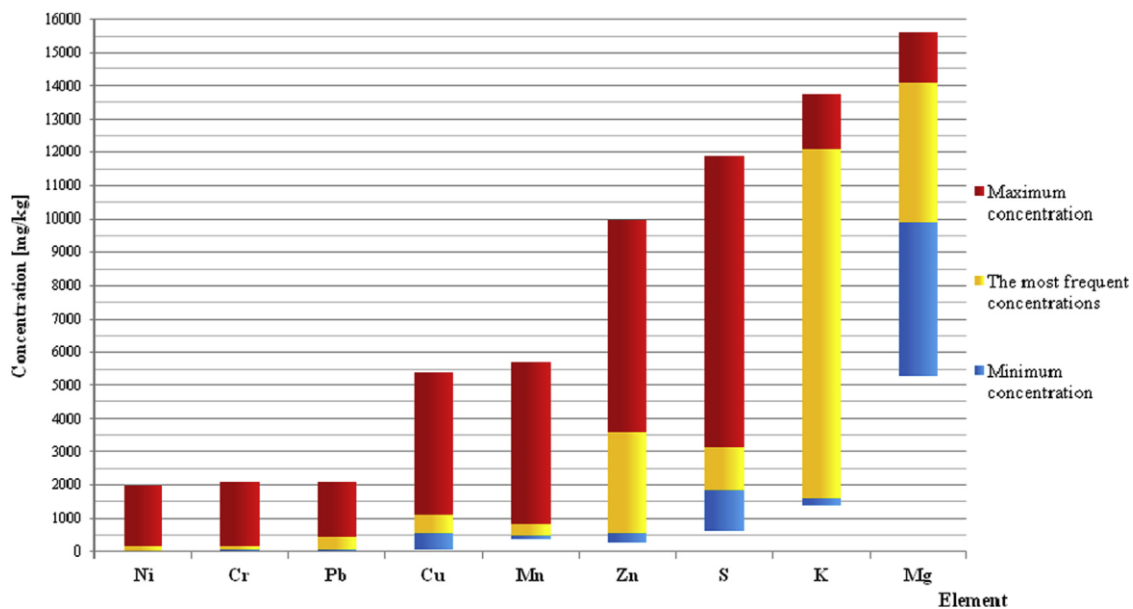
tartalmuk 1.5-12.1, 9.9-14.9, 3.6-13,3, valamint 27,4-99,0 g/kg között változik. Általános, annak a föld alá történő elhelyezése, deponálása. Csak kisebb része hasznosul ma még az útépítéseknél. Ez az iszaphamu teljes anyagmennyiségében történő bedolgozás, a jövőben esetleg növekvő értékű ritkaföldfém komponenseinek szelekciója, foszfor tartalmának hasznosítása nélkül (Donatello és Cheeseman, 2013; Krüger és Adam, 2015).

Kérdés, hogy az égetés hamujának hasznosíthatóságát lehet-e valamiképpen a tovább feldolgozással növelni. Jelenleg közvetlenül adódó lehetőségek még a különböző téglákba, térburkoló elemekbe, könnyű építőelemekbe, könnyű és nehéz kerámiákba, vakoló és betonkészítmények cementjeibe, köztük a Portland cementbe történő beépítés is (Smol és társai, 2015). Azonban ezek a megoldások is az iszaphamu foszfát tartalmának az elvesztését jelentik. Pedig az iszaphamu foszfát tartalma a gyenge minőségű nyersfoszfát nyersanyagokéhoz hasonló. Az iszaphamuknak viszont jelentős mellette a nehézfém tartalma, ami a már bemutatott korlátozás miatt a termőtalajokra történő közvetlen kihelyezésüket megakadályozza. A szennyvíziszap égetés hamujának az átlagos összetételét az 3-4. ábrák mutatják (Cieslik és Konieczka, 2017).

A szennyvíziszap hamujának a döntő része Si, Al, Ca, Fe és P vegyület. Kristályos formáik a kvarc (SiO_2), a kalcium-foszfát (Whitelockite - $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$) és a hematit (Fe_2O_3). Az iszap alumínium tartalma feldspárként és amorf üvegszerű fázisban lesz jelen. Küllemre a hamu nagyon finom por. Széntartalma rendszerint 3 % alatti. A szennyvíziszap Hg, Cd, Sb, As and Pb tartalmának egy része illó formába kerülhet az égetésnél (Elled és társai, 2007), de üzemi vizsgálatoknál úgy tapasztalták, hogy végül is a Hg 20, az As 93, a Cd és Pb esetében annak 100 %-a maradt vissza az égetés hamujában az arra történő kondenzációjuk révén (Van de Velden és társai, 2008). Fontos lehet azonban, hogy a hamuknak nem a teljes, hanem csak az oldható nehézfém tartalma veszélyes a talajokban a növényzetre. Más kérdés, hogy a talajok mikroorganizmusai a közvetlenül nem oldható nehézfémeket is képesek hosszabb távon bizonyos mértékben mobilizálni, vízdoldhatóvá tenni. Lassú ütemben beoldhatják a fémeket is szerves komplexek formájába az általuk folyamatosan alakításban levő talajba. Németországban jelenleg a szennyvíziszap égetők hamujának (mintegy 300 ezer tonna/év) minimális részaránya (5%-a) kerül abból újrahasznosításra a mezőgazdaságban, míg kevesebb, mint harmada (29 %) hasznosul az útépítésben. 39 % bányákban kerül elhelyezésre, 29 % pedig talajfelszín alatt kerül deponálásra (Krüger és Adam, 2015).



65. ábra A főbb komponensek (elemek) koncentrációi az európai és ázsiai országok szennyvíziszap hamuiban (maximumok/átlagok/minimumok)



66. ábra Az iszaphamuban közepes koncentrációkban levő elemek koncentrációi az európai és ázsiai országok esetében (maximumok/átlagok/minimumok).

A 26 németországi mono-égető hamujának a vizsgálatából megállapították, hogy a döntően lakossági szennyvizet tisztító üzemek iszaphamujának az átlagos foszfor tartalma 8,9 %, míg iparival kevert szennyvizet tisztítóknál ez átlagosan csak 4,9 %. Tisztán ipari szennyvizet tisztító üzemek iszaphamuja

pedig már átlagosan csak 2,2 % foszfort tartalmaz. Ez azt jelenti, hogy a foszfor döntően a lakosságtól ered, s független az iszapégetés módjától. Az iszaphamuk talajra akkor hasznosíthatók, ha a műtrágya előírásoknak eleget tesznek a nehézfém szennyezettségüket illetően. A német előírásoknak viszont az ott keletkezett iszaphamuk döntő hányada valamelyik mutatója tekintetében nem felelt meg. Ezek a határértékek jelenleg Németországban a hamu mezőgazdasági hasznosíthatóságára a következők:

Komponens	Koncentráció (mg/kg)
Arzén	40
Kadmium	50
Nikkel	80
Ólom	150
Higany	1

Ez azt is jelentette, hogy az országos iszapmennyiségnek ott a 78 %-a, illetőleg a foszfor tartalmának a 68 %-a közvetlenül hasznosíthatatlan a német mezőgazdaságban. Egyidejűleg az iszaphamukból a foszfor (foszfát) növényi felvehetősége is meglehetősen gyenge. Az égetés után közvetlenül átlagosan csak 25,6 %-os, bár az egyes üzemek hamuit illetően az mérési eredmények 18,4-55,8 % tartományban szórtak. Mindezek elengedhetetlenül szükségessé teszi majd a jövőben az iszapégetés hamujának a célirányos tovább feldolgozását, hiszen Donatello és társai (2010) egyértelműen bizonyították, hogy a Hg, Se és Mo 13%, 39% and 40% mennyisége termikus kezeléssel egyszerűen eltávolítható az iszaphamuból, valamint a foszfor felvehetősége is javítható.

15.3 Az iszaphamu jövőben várható felhasználási lehetőségei

A németországi iszaphamuk összes mennyisége 2015-ös adat alapján (Krüger és Adam, 2015) a már említett, mintegy közel 300 000 t/év, amely 42 669 t/év kalciumot, 38 637 t/év szilíciumot, 29 049 t/év vasat, 18 812 t/év foszfort és 14 999 t/év alumíniumot tartalmaz. Az utóbbi egyébként az ország foszfor importjának a 16 %-a.

A hamu építőipari hasznosítása foszfát-értékének az elvesztését jelenti. Ugyanakkor Földünk foszfát készletei korlátosak. A foszfátlelőhelyek már csak rövid ideig biztosítják a mezőgazdaság, s azon keresztül az emberiség számára

szükséges foszfátellátást. Ezért elengedhetetlen a szennyvizekből történő visszaforgatásáról is gondolkodni. A jelenlegi felhasználás mellett a készleteket csak 50-100 esztendőre becsülik (Cordell és társai, 2009; Franz, 2008). Különösen nagy Európa problémája, hiszen egyáltalán nem rendelkezik foszfát tartalékokkal. A foszfát kinyerése a szennyvíziszapok hamujából ezért neki, s azon belül is a legsűrűbben lakott országoknak lesz a legfontosabb. Legegyszerűbb lenne azt az iszaphamából közvetlenül kinyerni, amire ma már működik a struvitos elválasztás, ugyan viszonylag gyenge kihozattal (Doyle and Parsons, 2002). Az iszap szárításánál, égetésénél viszont a foszfát teljes mennyisége a szilárd fázisban marad kalcium-foszfátként ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$). A különböző szennyvíziszapok hamujában a foszfortartalom 10-25 % lehet P_2O_5 formára számolva. Az iszaphamu állaga is ígéretesebbnek mutatja az abból, mint a híg szennyvíziszapból történő foszfát visszanyerést.

Az iszaphamu foszfor tartalma a nehézfémektől történő elválasztása után a talajok értékes tápanyaga lehet. Műtrágyát, foszforsavat lehet gyártani abból. Napjainkban már az is igazoltnak tűnik, hogy a hamu foszfátjának az elválasztása után maradó rész számos ritkaföldfém kinyerésére is alkalmas alapanyag lehet (Herzel és társai, 2016). Jelenleg az ilyen szeparáció és tovább feldolgozás inkább csak elméleti vonatkozásaiban tisztázott. A realizálás akadálya leginkább a komolyabb kísérleti üzemi megvalósítás és tapasztalat hiánya, aminek persze az oka a mai árszinten jelentkező jelentős költséggel szemben az elérhető haszon messze jelentéktelenebb. Előrelépést a jövőben a mezőgazdaság foszfor tápanyag készleteinek a beszűkülése (árnövekedése), valamint az iszaphamu elhelyezésének a hasonló költségnövekedése erőltethet ki.

15.4 Iszaphamu kezelés foszfátfelvehetősége javítására

15.4.1 Nedves kémiai kezelés

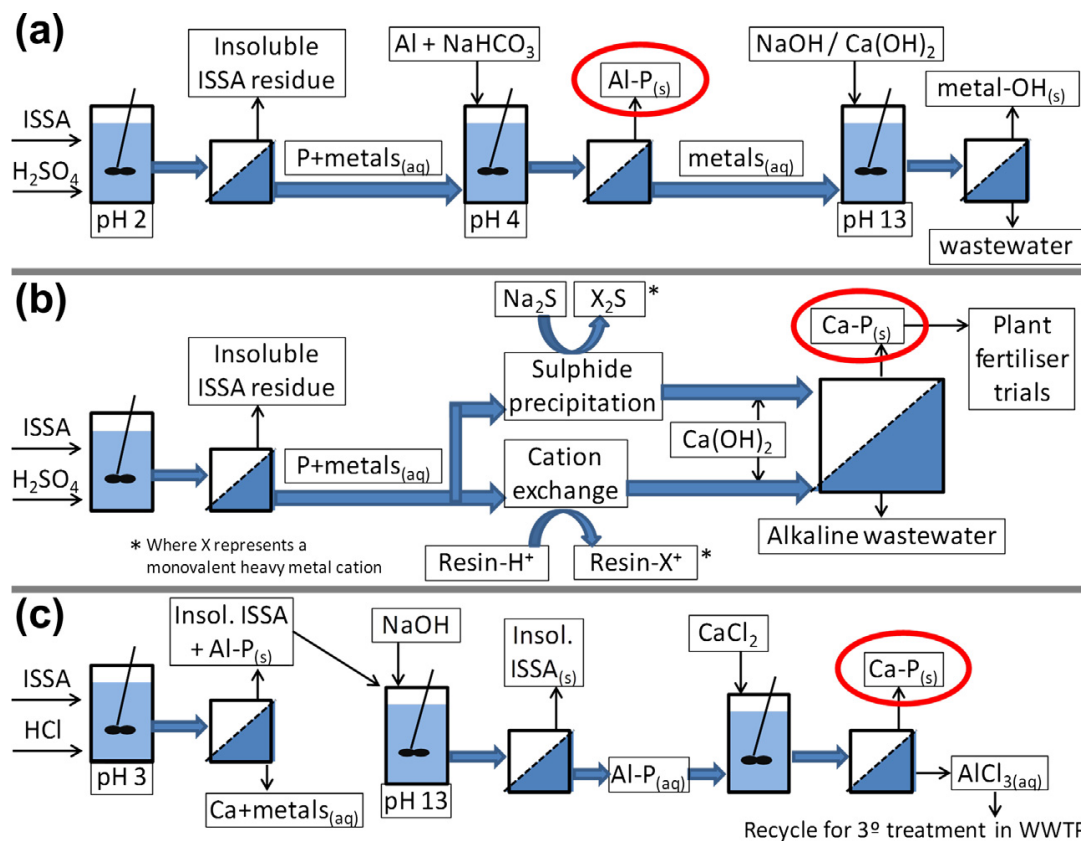
A nyers foszfát ércből történő kénsavas feltáráshoz, foszfát kinyeréshez hasonló megoldásra az iszaphamuk esetén igen sok vizsgálat készült (Herzel és társai, 2016). A módszert azonban évtizedekkel ezelőtt a kénsav és sósav és a műtrágya árviszonylatában gazdaságtalannak találták. Mára az árviszonyok kedvezőbbek, de még mindig nem eléggé ahhoz, hogy ilyen megoldás szóba jöhessen. A savas változatok utóbbi években kifejlesztett ígéretes kombinációit a 67. ábra tekinti át.

A savas feltáródás mértéke a sav/hamu aránytól, s az iszap Ca/Al/Fe tartalmától is erősen függ. Savas és lúgos iszapkezelések azt mutatták, hogy 1 mólos sósavas kirázással 2 óra alatt a hamu foszfátjának a 80 %-a nyerhető ki a hamuból. 1 mólos NaOH-val ellenben csak mintegy a 70 %-a. Lúg felhasználásakor 300 g NaOH/kg iszaphamu fajlagosra számíthatunk SSA(Schaum, 2007). A savas kioldás viszont igen nagy folyadék vegyszerigényt jelent. Petzel és társai (2012) összefoglaló értékelése szerint 0.3 - 0.68 kg sav/kg iszaphamu kell a foszfát 66.5–99.4% P tartalma növényi felvehetőségének az eléréséhez. A feltárást híg savval kell végezni, ami 1 t iszaphamu feltárásához 10 t 6 %-os savat igényel (Schaum, 2007). Más szerzők hasonló, 2 órás feltárásnál a szükséges kénsav és oxálsav igényt 14 kg/kg P értéknek találták (Atienza-Martinez és társai, 2014). A vizsgálatok szerint ekkor a hamuból nagy mennyiségű kalcium is beoldódik a híg savba. Ezért is inkább a kénsavas kioldást javasolták a sósavassal szemben, mert annál a kalcium kicsapódhat $\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$ formájában. A hamuból történő savas foszfát kioldás a két változat közül egyébként az egyszerűbb és olcsóbb. A savban nem oldódó maradék sorsával azonban alig foglalkoztak. Pedig ez az anyag is fémszennyezett, s további elhelyezése komoly problémát jelenthet.

A savas foszforkimosás problémája, hogy annál a fémek nagy része is feloldódik az iszaphából. Ezen próbál segíteni Takahashi (2001) (7. ábra a) javaslata, a savas oldás 3 lépcsőbe rendezésével. Az első kénsavval pH=2 mellett feloldja a foszfátot és a fémeket, visszahagyva a hamu oldhatatlan maradékát. A második lépcsőben nátrium-bikarbonát és pontosan meghatározott alumínium-szulfát $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ dózis adagolásával négyes pH-n a foszfátot szelektíven kicsapatják alumínium-foszfátként (AlPO_4) majd szűréssel elválasztják az oldatból. Az utolsó lépcsőben az oldatban maradt nehézfémeket nátrium-hidroxid, vagy mézhidrát hozzáadásával lúgos pH-nál (Ph =10) választják el a vízből. A megoldás hátránya az AlPO_4 alacsony piaci értéke. A mezőgazdaság foszforsavat szeret felhasználni, s az alumínium-foszfát Al_3^+ ionjaira nem tartana igényt.

A SESAL eljárás (Petzet és társai, 2012) a Takahashi megoldás módosított változata, amely végeredményként szilárd kalcium-foszfátot és alumínium-klorid oldatot termel. Az utóbbi visszaforgatható a szennyvizek tisztításába mint koaguláns és foszfátkicsapó segédanyag. Ennél a megoldásnál a pH-t szigorúan 3 közelében kell tartani sósan adagolásával, hogy a Ca-P vegyületek feloldódjanak, s egyidejűleg az Al-P vegyületek kicsapódjanak (7. ábra c). A hamuban már jelen volt, illetőleg ekkor ott keletkező alumínium-foszfátok a

szűrőn maradnak a hamunak a savban oldhatatlan részeivel együtt, míg a oldott nehézfémek és Ca^{2+} ionok átjutnak a szűrletbe. A kiszűrt részt ezután NaOH -val kezelik 13-as pH-nál, ahol az Al-foszfátok feloldódnak, és elválaszthatók az ott oldhatatlan szilícium-dioxidtól, alumino-szilikáttól és a hematittól. A szűrletet ezután CaCl_2 -vel kezelve a foszfát Ca-foszfátként csapódik ki, míg az alumínium-klorid formájában oldatban marad.



67. ábra Különböző savas foszfor kinyerési megoldások az iszaphamu további feldolgozására.

(a) Takahashi és társai, (2001), (b) Franz (2008) and (c) Petzet és társai, (2011)

ISSA: Égetett iszaphamu; Insoluble residues: Oldhatatlan maradékok; Sulphide precipitation: szulfidos kicsapítás; Cationi Exchange: kationcsere; Metals: fémek; Plant fertiliser trials: növénytrágyázási kísérlet; Alkaline Wastewater: lúgos szennyvíz;

Franz (2008) (7. ábra b) az iszaphamuból történő foszfát-műtrágya előállításra egy alternatív módszert javasolt. Ez is kénsavas kioldással kezdődik, melynél a nehézfémek is feloldódnak. A nehézfémek elválasztására viszont ezt követően ioncserét vagy szelektív szulfidos kicsapítást javasolt. Szerinte mindkét

megoldás egyformán megfelelő. A foszfátot a nehézfémeket már nem tartalmazó oldatból méshidráttal csapatták ki. A savas foszfátkinyerések közül néhány megoldásra félüzemi, vagy kisebb méretű ipari megvalósítás is kiépült (Krüger és Adam, 2015), azonban ezek néhány év után le is álltak, mert az árviszonyon a nagyüzemi megvalósítást megakadályozták.

15.4.2 Termikus módszerek a szennyvíziszap hamujából történő foszfor visszanyerésre.

Ezeknél is a legnagyobb gond az értékes foszfor elválasztása a problémás nehézfémektől. Szóba jöhet ezeknél a fehér foszfor előállítása, magas hőmérsékleten, redukáló környezetben történő kezeléssel, amennyiben a hamunak kicsi a vastartalma. Ez a vasnak a szennyvíztisztításnál történő felhasználásának a csökkentésével jöhet csak szóba. A vas mellett azonban a Cu és Zn tartalom is zavarja a termikus megoldást. Talán ezért is a foszfát könnyebb növényi felvehetőségét növelendő, s egyidejűleg a nehézfém tartalmát csökkentendő a kisebb hőmérsékletű kezelések lehet nagyobb létjogosultsága. Ezek közül is két irányzat igen ígéretes. Egyik a redukáló környezetben, segédanyagok nélküli hőkezelés, másik a nehézfémeket illékonyabbá alakító sók adagolásával történő hasonló hőkezelés. Kísérletek történtek a széntartalmú anyaggal, például szárított szennyvíziszappal, redukcióval történő hőkezelésre is, azonban azoknál sokféle továbbszennyezés veszélye is fennállhat. Az ilyen megoldások közül példaként csak a fém kloridokkal, szulfátokkal, karbonátokkal, hidroxidokkal történő kezeléseket említjük meg.

Az iszaphamu 5-15 % KCl-el vagy MgCl₂-vel, 900-1000 °C történő kezelésénél a maradék Pb, Cd, Cu and Zn tartalma mintegy 90 %-al, Mo tartalma 80 %-al, Sn tartalma 70 %-al csökkent (Mattenberger és társai, 2010). Egyidejűleg sajnos a foszfor 30 %-a is a finom füstgázzal veszendőbe megy, míg a Ni és Cr szinte teljesen a hamuban marad. A foszforveszteség csökkentésére a kutatók granulált iszap kezelését javasolták (Mattenberger és társai, 2010). A megoldás AshDec néven vált ismertté, s 2008-2010 között üzemelt is Leobenben, de ma már nem működik. A kezelt hamu nem minden típusú talajra gyakorolt kedvező hatást (Nanzer és társai, 2014).

Az iszaphamu és termokémiai kezelésen átesett változatainak a foszfor növényi hozzáférhetőségére gyakorolt hatását Adam és társai vizsgálták kimerítően (2009). Eredményeik alapján a jelenlegi mezőgazdasági iszaphamu kihelyezési

előírásoknak Zn és Cu koncentrációikkal nem megfelelő a németországi égetők hamujának a nagyobb része. 15 % $MgCl_2$ -vel történő kezelése (1000 °C-on 60 perces időtartammal) a Cu és Zn jóval 90 % feletti eltávolítását eredményezte azokból $CuCl_2$ és $ZnCl_2$ formájában. A hőmérséklet 800 fok fölé emelése a foszfor biológiai hozzáférhetőségét a műtrágyákéhoz hasonló mértékűre növelte. Ez a whitlockite ($Ca_3(PO_4)_2$) klórapatittá ($Ca_5(PO_4)_3Cl_x(OH)_x$) történő átalakulásának eredménye volt. Közel azonos időben NPK műtrágya iszapégetés hamujából történő előállításának lehetőségét is vizsgálták ezen az úton, NH_4NO_3 and K_2SO_4 felhasználásával (Vogel és társai, 2010).

Herzel és társai Na és K vegyületekkel redukáló környezetben végezve a hőkezelést a foszfát nagyon jó feltáródását érték el. Szulfát, karbonát és hidroxid is megfelelőnek bizonyult a feltáráshoz. Nátriumsók esetében 1,75 fölötti Na/P arány kellett ahhoz, míg káliumsóknál $P/K > 2,5$. A nátrium szulfátos termikus redukciót ipari méretben is ellenőrizték, s annál a foszfor jó növényi felvehetőségén túl az illó fémek és átmeneti fém szennyezők jelentős csökkenését is biztosítani tudták a maradékban (As - 61, Cd - 80, Hg - 68, Pb - 39, Zn - 9 %) (Herzel és társai, 2016). Az így kezelt iszaphamuban így ezeknek a kritikus fémeknek a koncentrációja a német műtrágya előírás határértékei alá került, valamint a foszfát műtrágyákra előírt növényi felvehetőség minőségi igénye is teljesült.

15.5 Segédanyagként történő hasznosítás

Ha a hamut kellően magas hőmérsékletnek, időbeni hőhatásnak teszik ki, diszkrét részecskéi kölcsönhatásba kerülnek, atomjaik kicserélődése, átkötése következik be, miközben megszilárdul. Ez más anyagokkal keverve is hasonló eredményt adhat. Ez a folyamat és hatása a kerámiaiparban, a téglá, csempék és könnyű járólapok gyártásánál lehet fontos (Smol és társai, 2015). Ehhez az iszaphamu összetétele kedvező, mert könnyen megfolyósodva a folyamatot jelentősen gyorsítja 980-1080 °C hőmérséklet tartományban. Egyidejűleg porozitás csökkentést is biztosít az anyagkeverékekben. A magasabb hőmérséklet már káros a megszilárduló anyag minőségére, miközben a hamu kristályszerkezetét a vizsgálatok változatlanul mutatták (kvarc, hematit és whitlockite).

Az iszaphamu a foszfor mellett meghatározóan, Si, Al, Ca és Fe tartalommal rendelkezik. Az agyaghoz történő adagolása a dózis növelésével a téglá

nyomásállóságát csökkenti éppen a fenti elemek adagolása eredményeként. A téglák ilyen adagolásakor azokból nő a nehézfém kioldódás is, amit az égetési hőmérséklet mintegy 100 °C-vel történt növelésével lehet kompenzálni (Wiesbusch és társai, 1998). Könnyűbeton készítésénél iszaphamu alkalmazható súlycsökkentésre és hőszigetelő-képesség javítására. A szénhamuéhoz hasonló hatást biztosít. Túlzott mennyisége azonban már káros lehet, amit a fő komponensek ($\text{SiO}_2\text{--Al}_2\text{O}_3$) megfelelő arányának a beállításával lehet kompenzálni (Tsai és társai, 2006). Az üvegkerámiák készítésére az iszaphamu mintegy 10 % CaO hozzákeverésével képzelhető el (Suzuki és társai, 1997), de a gyakorlati példák hiánya inkább csak kutatási eredményre utal, sem mint gyakorlati megvalósításra.

Mivel a Portland cement fő elemei is Ca, Si, Al és Fe, az iszaphamu hasonló összetétele jó összeférhetőséget jelenthet. Talán mégis jóval nagyobb a cementipari alkalmazásnál a víztelenített, vagy szárított szennyvíziszapokkal történő energia bevitelének a szerepe, mint a cement szervesetlen alapanyagához történő hozzájárulás. A hamu anyaga egyébként jól beépül az 1450 °C körül kialakuló klinkerbe. A hamu foszfát tartalma egyébként 0,45 % fölé növelve az alapanyag keverékben a beton megszilárdulási idejét megnövelte és szilárdságát is csökkentette. 2 % hamu a cement alapanyagában nem okozott káros hatást, 8 % azonban már egyértelműen kedvezőtlen volt (Lam és társai, 2010). Ez azt jelenti, hogy lassú ütemben esetleg a korábban deponált iszaphamuk egy része is felhasználható a jövőben a cementgyártásnál. Ezzel szemben az iszaphamu betonkeverékekhez segédanyagként történő keverése nem bizonyult különösebben sikeresnek. Maga a keverése, homogenizálása is munkaigényesebb, de azon túl a megszilárdulás sebességét is csökkentette. Semmiképpen nem is javasolták azt 5–10 súlyszázaléknál nagyobb részarányban (Khanbilvardi és Afshari, 1995).

15.6 Más anyag-visszaforgatási, visszanyerési lehetőségek

Az iszaphamut az iszapokhoz hasonlóan réz adszorpciójára is javasolták Pan és társai (2003) and Bouzid és társai (2008). A hamu adszorpciós kapacitása persze messze elmaradt az aktívshéntől, és igen érzékeny volt a mindenkori közeg pH-jára (Smith és társai, 2009). Ipari alkalmazása természetesen ennek a lehetőségnek sem valósult meg, hasonlóan az előzőekben bemutatott foszfor visszaforgatási, visszanyerési módszerekéhez.

A Németországi vizsgálatok ellenére más szerzők elképzelhetőnek tartják a kezeletlen, viszonylag kis foszfát tartalmú iszaphamu mezőgazdasági hasznosítását is mészhidráttal, esetleg cementtel keverve talajok szilárdítására. A nehézfém tartalmuk gyenge kioldhatósága, különösen a lúgosabb pH-nál ezt fokozottan elősegíti (Lin és társai, 2007; Chen és Lin, 2009b). A közvetlen talajra helyezésüket Japánban maximálisan 40 tonna/ha mennyiségig engedélyezték. Ez azonban messze nem jelenti az ilyen dózisban valaha is megtörtént kihelyezést is. Ettől függetlenül ma már a kutatók speciális mikroorganizmus rendszerek felhasználásával is kísérleteznek a talajok foszfát tartalma növényi felvételének a gyorsítására. Ez látszik talán legígéretesebb útnak. Ugyanakkor tisztázatlan, hogy ilyenkor a nehézfémek oldhatóságában, hasonló átalakításában milyen hatások jelentkezők. A foszfátnak a trágyákból, komposztokból történő felvételének ilyen mikrobiális segítségére ugyanakkor hazánkban már vannak kereskedelmi forgalomban is alkalmas termékek (Vajda, 2012).

15.7 Összefoglalás

A szennyvíziszap fő komponensei (szerves anyag, nitrogén és foszfor) döntően a lakosság étel- és italnyersanyagainak, valamint kiválasztási maradékának a tisztítással történő koncentráálásával kerülnek abba. Ide kerülnek azok a makro és mikroelemek is, melyek az ivóvízzel, valamint a növényi, állati eredetű anyagok emberi feldolgozása mellékterékeként jutnak oda. Ezek visszaforgatása a mezőgazdaságba, növénytermesztése azok zárt körforgásos hasznosítását jelenti. Sajnos a szennyvizekbe kerül mellettük az ipar fémszennyezése, s a gyógyszeripar, szerves vegyipar számos kedvezőtlen szerves anyag szennyezése is. Ezeknek ugyanúgy a szennyvíziszap a lehetséges elnyelője, mint az emberek által felvett, hasznosított foszfát anyagoké is. Közvetlen mezőgazdasági hasznosításuk ezért az ipari behatás miatt bizonyos kockázatot jelent. Az iszapégetés a szerves szennyezőket döntően széndioxiddá alakítja, tehát higiénés biztonságot jelent. A nehézfém szennyezéseket ugyanakkor döntően a hamuban hagyja. Az abban maradó foszfát ugyan még érték lehet a mezőgazdaságnak, de éppen a fémtartalom akadályozza meg jelenleg annak az oda történő körforgását. A hamu harmada kerül jelenleg csupán viszonylag kevésbé értékes körforgásba az építőipari felhasználása révén. A jövőben ezért a foszfát kinyerésének technológiáit, valamint a maradék építészetben történő hasznosítását lesz a legcélszerűbb fejleszteni.

15.8 Köszönetnyilvánítás

A munka kidolgozásának támogatásáért köszönet a GINOP-2.3.2-15 Excellence of strategic R+D workshops Development of modular, mobile water treatment systems and waste water treatment technologies based on University of Pannonia to enhance growing dynamic export of Hungary (2016-2020) projektjének.

15.9 Hivatkozások

- Arundel, J. (2000) Sewage and Industrial Effluent Treatment, second ed. Blackwell Science.
- Atienza-Martinez, A., Gea, G., Arauzo, J., Kersten, S. R. A., Maarten, A., Kootstra, J. (2014) Phosphorus recovery from sewage sludge char ash. Biomass and bioenergy 65, 42-50.
- Bouزيد, J., Elouear, Z., Ksibi, M., Feki, M., Montiel, A. (2008) A study on the removal characteristics of copper from aqueous solution by sewage sludge and pomace ashes. J. Hazard. Mater. 152, 838–845.
- Chen, L., Lin, D.F. (2009) Stabilization treatment of soft subgrade soil by sewage sludge ash and cement. J. Hazard. Mater. 162 (1), 321–327.
- Cieslik, B., Konieczka, P. (2017) A review of phosphorus recovery methods at Various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of “no solid waste generation” and analytical methods. Journal of Cleaner Production 142 (2017) 1728-1740.
- Cordell, D., Drangert, J.O., White, S. (2009) The story of phosphorus: global food security and food for thought. Glob. Environ. Change 19, 292–305.
- Donatello, S. (2009) Characteristics of incinerated sewage sludge ashes: potential for phosphate extraction and re-use as a pozzolanic material in construction projects, PhD thesis, Imperial College London.
- Donatello, S., Tong, D., Cheeseman, C.R. (2010a) Production of technical grade phosphoric acid from incinerator sewage sludge ash (ISSA). Waste Manage. 30, 1634–1642.
- Donatello, S., Cheeseman, C. R. (2013) Recycling and recovery routes for incinerated sewage sludge ash (ISSA): A review. Waste Management 33 (2013) 2328–2340.
- Doyle, J.D., Parsons, S.A. (2002) Struvite formation, control and recovery. Water Res. 36 (16), 3925–3940.
- Elled, A.L., Amand, L.E., Leckner, B., Andersson, B.A. (2007) The fate of trace elements in fluidised bed combustion of sewage sludge and wood. Fuel 86, 843–852.

Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács, Zs. (2013) Szennyvíztisztítás korszerű módszerei. Elektronikus jegyzet. Környezetmérnöki Tudástár. Pannon Egyetem, Sorozat szerkesztő: Domokos, E. XXXII. kötet pp. 256.

Franz, M. (2008) Phosphate fertilizer from sewage sludge ash (SSA). *Waste Manage.* 28 (10), 1809–1818.

Herzel, H., Krüger, O., Hermann, L., Adam, C. (2016) Sewage sludge ash – A promising secondary phosphorus source for fertilizer production. *Science of the Total Environment*, 542, 1136–1143.

Karvelas A., Katsoyiannis A., Samara C. (2003) Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process, *Chemosphere*, **53**, 1201–1210.

Khanbilvardi, R., Afshari, S. (1995) Sludge ash as fine aggregate for concrete. *J. Environ. Eng-ASCE* 121, 633–637.

Krüger, O., Adam, C. (2015) Recovery potential of German sewage sludge ash. *Waste Management* 45, 400–406

Lam, C.H.K., Barford, J.P., McKay, G. (2010) Utilization of incineration waste ash residues in Portland cement clinker. *Chem. Eng. Trans.* 21, 757–762.

Lin, D.F., Lin, K.L., Hung, M.J., Luo, H.L. (2007) Sludge ash/hydrated lime on the geotechnical properties of soft soil. *J. Hazard. Mater.* 145 (1–2), 58–64.

Mattenberger, H., Fraissler, G., Joller, M., Brunner, T., Obernberger, I., Herk, P., Hermann, L. (2010) Sewage sludge ash to phosphorus fertiliser (II): influences of ash and granulate type on heavy metal removal. *Waste Manage.* 30, 1622–1633.

Mininni, G, Dentel, S. (2013) Highlights of current legislation on sludge and bio-waste in EU member states and in the United States. *Conférence Internationale « Gestion innovante des boues d'épuration a l'échelle européenne » Charleroi Espace Meeting Européen, 22 Octobre 2013.*
mininni@irsa.cnr.it, dentel@udel.edu

Mininni, G., Blanch, A. R., Lucena, F., Bersell, S. (2015) EU policy on sewage sludge utilization and perspectives on new approaches of sludge management. *Environ Sci. Pollut. Res.* (2015) (22) 7361–7374. DOI 10.1007/s11356-014-3132-0

Nanzer, S., Oberson, A., Berger, L., Berset, E., Hermann, L., Frossard, E. (2014) The plant availability of phosphorus from thermo-chemically treated sewage sludge ashes as studied by 33P labeling techniques. *Plant Soil* 377, 439–456.

Pan, S.C., Lin, C.C., Tseng, D.H. (2003) Reusing sewage sludge ash as adsorbent for copper removal from wastewater. *Resour. Conserv. Recy.* 39, 79–90.

- Peszmege, G., Pulger, V. (2006) Szennyvíziszap termikus hasznosítása és áttételes hatásai. *Műszaki Információ / Környezetvédelem*. (23-24) 87-97.
- Petzet, S., Peplinski, B., Bodkhe, S.Y., Cornel, P. (2011) Recovery of phosphorus and aluminium from sewage sludge ash by a new wet chemical elution process (SESAL-Phos-recovery process). *Water Sci. Technol.* 64, 29–35.
- Petzet, S., Peplinski, B., Cornel, P. (2012) On wet chemical phosphorus recovery from sewage sludge ash by acidic or alkaline leaching and an optimized combination of both. *Water Res.* 46, 3769–3780.
- Pulger, V., Peszmege, G., Kárpáti Á. (2006) A szennyvíziszap-égetés gyakorlata. *Műszaki Információ / Környezetvédelem*. (23-24) 74-86.
- Smith, K.M., Fowler, G.D., Pullket, S., Graham, N.J.D. (2009) Sewage sludge-based adsorbents: a review of their production, properties and use in water treatment applications. *Water Res.* 43, 2569–2594.
- Smol, M., Kulczycka, J., Henclik, A., Gorazda, K., Wzorek, Z. (2015) The possible use of sewage sludge ash (SSA) in the construction industry as a way towards a circular economy. *J. of Cleaner Production* 95 45-54.
- Suzuki, S., Tanaka, M., Kaneko, T. (1997) Glass–ceramic from sewage sludge ash. *J. Mater. Sci.* 32, 1775–1779.
- Takahashi, M., Kato, S., Shima, H., Sarai, E., Takao, I., Hatyakawa, S., Miyajiri, H. (2001) Technology for recovering phosphorus from incinerated wastewater treatment sludge. *Chemosphere* 44, 23–29.
- Tsai, C.C., Wang, K.S., Chiou, I.J. (2006) Effect of SiO₂–Al₂O₃–flux ratio change on the bloating characteristics of lightweight aggregate material produced from recycled sewage sludge. *J. Hazard. Mater.* B134, 87–93.
- Vajda, S. (2012) A beforgatott jövő – Talajbiológiai és baktériumtrágyázási ismeretek mindenkinek. Phylazonit Kft. Nyíregyháza.
- Van de Velden, M., Dewil, R., Baeyens, J., Jossen, L., Lanssens, P. (2008) The distribution of heavy metals during fluidized bed combustion of sludge (FBSC). *J. Hazard. Mater.* 151 (1), 96–102.
- Vogel, C., Adam, C., Peplinski, B., Wellendorf, S. (2010) Chemical reactions during the preparation of P and NPK fertilizers from thermochemically treated sewage sludge ashes. *Soil Sci. Plant Nutr.* 56, 627–635.
- Werther, J., Ogada, T. (1999) Sewage sludge combustion. *Prog. Energy Combust.* 25, 55–116.
- Wiesbusch, B., Ozaki, M., Watanabe, H., Seyfried, C.F. (1998) Assessment of leaching tests on construction materials made of incinerator ash (sewage sludge): investigations in Japan and Germany. *Water Sci. Technol.* 38, 195–205.

Yunyi Li , Shuai Shi , Li Zhang, Yangsheng Liu (2016), Global trends and performances of publication on sewage sludge from 1991 to 2012 Procedia Environmental Sciences 31. 65 – 74.

16 Környezetbarát szoláris iszapszárítás és komposztálás magnézium-oxid adagolással

Fazekas Bence – Dr. Kárpáti Árpád

16.1 Kivonat

A komposztálás olyan szerves anyag (hulladék) stabilizálás, potenciális terméké alakítás, amellyel a nyers hulladék szerves anyag és növényi tápanyag tartalma is újrahasznosíthatóvá válik, ha az alapanyagokkal nem kerül káros szennyezettség is a termékbe. Alapanyagai lehetnek állati trágyák, lakossági szennyvíziszap, városi zöldhulladék, vagy egyéb nagy cellulóz és lignin tartalmú mezőgazdasági, erdészeti melléktermék, hulladék. A növényi tápanyagokat (N és P) a fentiek közül a trágyák és a szennyvíziszap tartalmazzák, míg a nitrogénszegény növényi rostra, faanyagra a komposztálás során bekövetkező szerves anyag oxidáció ellensúlyozására, s a termék humusztartalmának növelésére, s vele a trágyákban és szennyvíziszapban a komposztáláshoz feleslegben levő ammónium tartalom megkötésére, beépítésére van szükség. A komposztáláshoz a nyersanyag nedvességének beállításán túl ezért a C/N arány beállítására is szükség van. A nyersanyagból a levegőztetéssel történő komposztálás során ezen túl is rendszerint felszabaduló ammónium megkötésére azonban lehetőség nyílnak Mg, vagy Mg és foszfát együttes adagolásával is. Ilyen megoldással a komposztálás ammóniummal történő levegőszennyezése csökkenthető, s a komposzt nitrogéntápanyag tartalma növelhető. Az alábbiak a komposztálás fenti segédanyagokkal történő optimalizálásának lehetőségét tekintik át.

16.2 Bevezetés

A komposztálás elvileg lehetőséget biztosít állati trágyák és lakossági szennyvíziszap környezetbarát növényi tápanyaggá alakítására. Ezzel azok nagy nitrogén és foszfor tartalmát újrahasznosíthatóvá teszi a növénytermesztésben, elkerülve közvetlen ilyen felhasználásuk környezetszennyező hatását (Deng et al., 2006). A fenti anyagok potenciális környezetszennyező hatása éppen azok nagy nitrogéntartalmának az ammónium és nitrát formájában történő veszteségeiből, levegő és talajvíz szennyező hatásából ered. A karbamid

műtrágya alkalmazása esetén például az ammónia veszteség a légkör fele akár 26,5-29,4 % is lehet, míg az esővíz 5,6-7,7 %-ot moshat be a vízfolyásokba, 4-5 %-ot a mélyebb talajvíz rétegekbe és a denitrifikációval is veszendőbe mehet további 4,5-5 % (Liang et al., 2007). Az ilyen nitrogénveszteség ugyanakkor nagy környezeti veszély az álló és folyóvizekre, ami a komposztok ammónium tartalmának a struvit ($MgNH_4PO_4$) formájában történő időszakos immobilizálásával jelentősen csökkenthető (Jeong és Hwang, 2005; Fukumoto et al., 2011).

A komposztálás, vagy a megfelelő összetételű szerves anyag – növényi tápanyag aerob biológiai stabilizálása az oxidáció révén kialakuló nagyobb hőmérséklettel inaktíválja az alapanyag patogén mikroorganizmusait, szervezeteit, lárváit, és az abba belekerülő mindenféle növényi, gyomnövény magvakat is. A komposzt ezen túl kedvező szerves anyag tartalma révén javítja a talaj fizikai tulajdonságait is, talajjavító-kondicionáló funkciót is betöltve. A komposztálódást egyébként számos környezeti paraméter, mint annak a hőmérséklete, vagy hőmérséklet lefutása, a nyersanyag nedvességtartalma és folyamatos száradásának alakulása, a mindenkori pH és oxigénellátottság, a nyersanyag összetétele (komponensei, lebonthatóságuk), C/N aránya, részecskemérete, szabad gáztérfogata, tápanyagegyensúlya is befolyásolja (Kulcu és Yazid, 2007). A megfelelően kialakított, jó komposzt, szerves anyaga (elsősorban humusz tartalma) révén javítja a talajszerkezetet, víztartó képességet, a talaj átmelegedését a napfény hatására, visszaszorítja a talajból eredő növényi betegségeket, összességében kedvező a növény növekedésének (Hoitink és Hair, 1986). A nyers trágyák és szennyvíziszap, valamint a kellően nem kiérlelt komposzt ezzel szemben fitotoxicitást okozhatnak a növényzetnél, kedvezőtlen tápanyag kimosódást is eredményezhetnek, mint azt a karbamid műtrágya esetében látható volt a fentiekben.

A struvit kristályos, gyengén lúgos környezetben keletkező magnézium-ammónium-foszfát ($MAP, MgNH_4PO_4 \times 6 H_2O$), melyben a magnézium, ammónium és foszfát ekvimoláris mennyiségben van. Ortorombikus formában kristályosodik fehér – sárgásfehér színezettel, illetőleg piramidális formában barnás-fehér színezettel, de amorf látszatú finomszerkezetet is kialakíthat. Lágú kristályos anyag $1,7 \text{ g/cm}^3$ sűrűséggel. Semleges és lúgos közegben alig oldódik, savasban ugyanakkor gyorsabban (Chirmuley, 1994). Ennek megfelelően kitűnő műtrágya, amely ammónium és foszfor tartalmát lassan adja le a növényzet számára. Javasolják azonban a savasabb talajoknál, hegyvidékek termőföldjeinél is (Pastor et al., 2008). Megfelelő tápanyagforrás lehet a vízzel

gyakrabban elárasztott talajok esetében is. Olyan növényeknél bizonyult különösen szerencsés műtrágyának, melyek lassú ütemben hasznosították a talaj ammónium tartalmát. Nagyon szerencsés az alkalmazása a cukorrépa esetében, amelynek a magnézium igénye is fokozott (Bashan és Bashan, 2004). Szennyvízből történő kinyerését Japánban üzemésítették legkorábban, s a terméket amerikai műtrágya gyártóknak is forgalmazzák (Driver et al., 1999). Munc és Barr (2001) ezen túl igen sokféle alkalmazását írta le a struvitnak a mezőgazdasági hasznosításán túl is. Mivel az egyéb kereskedelmi műtrágyáknál lassabban adja le a növényi tápanyagot, ammóniumként szóba jöhető vesztesége, környezetszennyezése minimális, így alkalmazásának, kihelyezésének gyakorisága is csökkenthető. Túladagolása esetén sem tapasztaltak kedvezőtlen hatásokat, a növényzet megpörkölődését (Bridger et al., 1962).

A struvit képződésének a komposztálás során elsősorban a biológiai átalakulások (hidrolízis, oxidáció) során szabaddá váló ammónium megkötéséből adódik a kedvező hatása. Jelentősen csökkenti a gázfázisba kerülő ammónia, s ugyanakkor növeli a komposztban maradó kötött, redukált nitrogén mennyiségét. Ez a magnézium és foszfát külső adagolásával érhető el (Jeong és Kim, 2001; Jeong és Hwang, 2005). Nagy ammónium tartalmú állati trágyáknál a nitrogénfixálás még fokozottabb lehet, mint a szennyvíziszap komposztoknál, mert a baromfitrágya komposztálásánál az ammónium vesztesége 47-62 %-ot is elérhetett (Kithome et al., 1999). Ez természetesen már igen jelentős tápanyagvesztést és egyidejű környezetszennyezést jelent. A szaghatás csökkentése érdekében a baromfitelepeken gyakran alkalmazták idehaza is a foszfátműtrágyát az állati alom kezelésére.

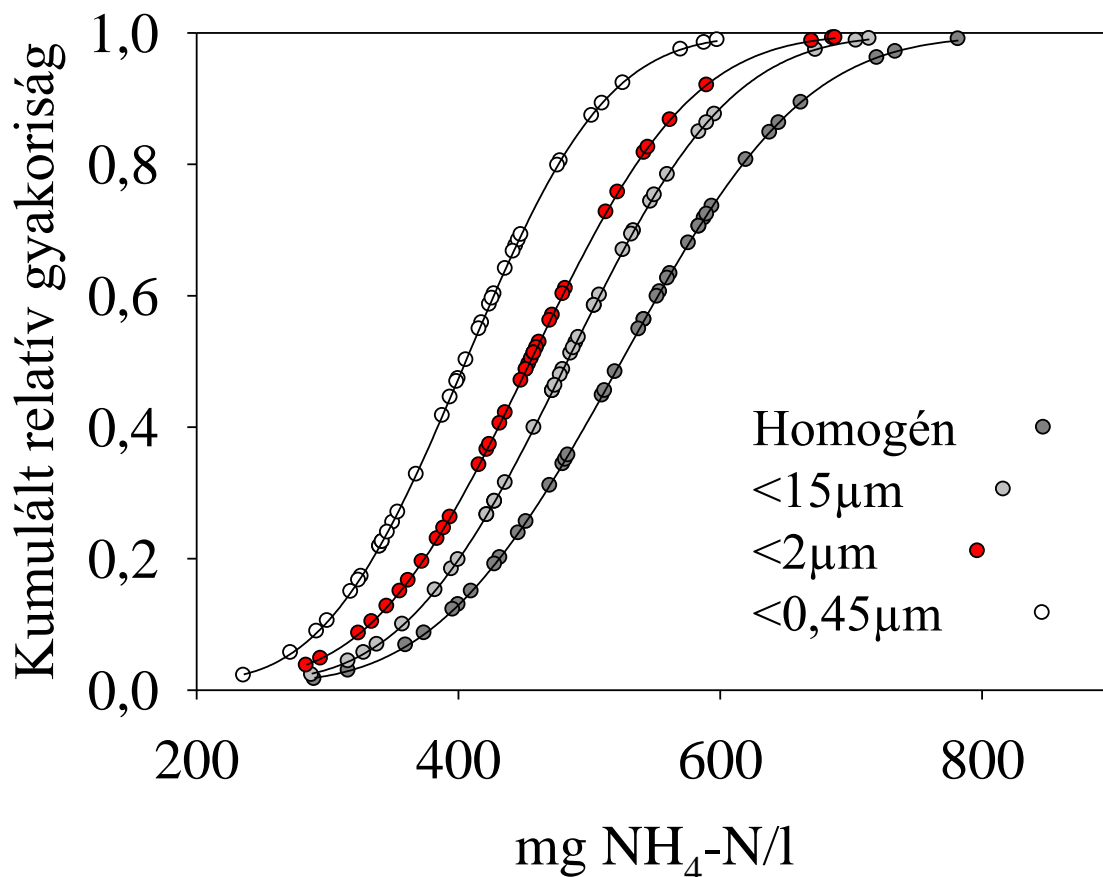
Napjainkban még kevés kutatási eredmény áll rendelkezésre a komposztálás szaghatásának magnéziummal és foszfáttal történő csökkentésére. Ebben a témakörben ugyanakkor kiemelkedők Lee és Rahman (2009), valamint Ren és társai (2010) vizsgálatai, akik a disznótrágya megfelelő növényi anyaggal (cellulóz és lignin forrás) történő komposztálásakor a foszfor túladagolásának a kedvezőtlen hatását tapasztalták. Esetükben a foszfor savanyító hatása volt az, amely a komposztálódást a túladagolásnál teljesen le is állította (0,1-0-15 mól P/mól TN). A foszfát, vagy savanyodás toxicitása már 0,05 mól P/mól alapanyag TN aránytól jelentkezett. Foszfát adagolása nélkül csak magnézium adagolásakor ugyanakkor nem volt toxicitás. Megfigyelték azonban, hogy 0,6 mól Mg/mól TN arány még kevés volt az ammónium megkötéséhez, ami a szerves anyag bomlása során ugyancsak szabaddá váló foszfát segítségével volt

lehetséges. Megfelelő foszfát és ammónium megkötést csak Mg adagolásakor ilyen dózis fölött, 0,8-0,9 mól Mg/mól TN arány között tapasztaltak. Ez azt bizonyítja, hogy a magnézium egyedül adagolva ilyen dózissal a nyersanyag foszfát tartalmával kölcsönhatásban is biztosítani tud jelentős ekvivalens mennyiségű ammónium megkötést a nyersanyagok redukált nitrogén tartalmából. A magnézium adagolása elvileg klorid formájában is lehetséges, de szerencsésebb az oxid-forma, mert azzal nem visznek be kedvezőtlen kloridot az iszapba, illetőleg a pH-t is kedvezően alakul a struvit kicsapódásához.

Figyelembe véve, hogy a lakossági szennyvíziszap szárítása során milyen ammónium felszabadulás jelentkezik a gyakorlatban (Radács et al., 2011) a komposztálásnál felszabaduló ammónium mennyisége, illetőleg annak az immobilizálásához szükséges magnézium mennyisége is számolható. Nehezebb ezt pontosan kiszámolni a szennyvíziszap-segédanyag keverékre, mert akkor a felszabaduló nitrogénhányad is függ a keverék összetételétől, lignin tartalmától (Stentifold, 2006). Hansen és társai (1989) vizsgálatai során szennyvíziszap és szalmaszeccska keverék komposztálásánál az ammóniaként veszendőbe menő TN hányad elérte a 33 %-ot is. Nagyobb lignin tartalmú segédanyagnál a humusz mennyiségének növekedésével a veszteség feltehetően csökken, de elérheti a 20-25 %-ot is. Tisztán szennyvíziszap szárításakor, melynél a részleges komposztálódás ugyancsak beindul, ez a veszteség 10 % körüli volt hazai méréseink alapján (Radács et al., 2011).

16.3 Szennyvíziszap komposztálás és szoláris szárítás gáztisztításának a MgO igénye

A nagyobb szennyvíztisztítóknak, melyek anaerob iszaprothasztással is rendelkeznek, a rothasztott iszap viszonylag jól vízteleníthető. Átlagosan mintegy 75%-ra csökkenthető annak a nedvességtartalma. Eszerint az ilyen iszapok 250 kg/t szárazanyagot tartalmaznak, az utóbbi mintegy 4 %-os nitrogéntartalmával. Ez azt is jelenti, hogy egy tonna 25 % szárazanyag tartalmú elővíztelenített rothasztott szennyvíziszap szárazanyagának mintegy 10 kg az összes nitrogéntartalma. Ehhez adódik az abban levő 750 liternyi iszapvíz nitrogéntartalma, amely 16 ilyen hazai üzem iszapvizének a mérési eredményei alapján (1. ábra) átlagosan 524 mg/l volt (Thury, 2010; Kárpáti és Thury, 2011)



68. ábra Magyarországi szennyvíztisztítók anaerob iszaprothasztása iszapvizének az ammónium koncentrációi homogén és szűrt iszapvíz mintákból (Thury, 2010).

A hazai mérési adatoknak megfelelően minden tonna elővíztelenített rothasztott iszap iszapvizében kerekítve 0,37 kg TN van döntően ammónium_N formájában. Összesen tehát a víztelenített iszap TN tartalma 10,37 kg/t. Korábbi adatok alapján (Hansen, 1989) ennek akár a harmada is veszendőbe mehet a komposztálásnál, ami 3,5 kg TN/komposztált elővíztelenített rothasztott iszap. Valószínű azonban, hogy ilyen nagy veszteség a komposztálásnál nem alakul ki. A győri gyorskomposztálásnál az elszívott gázából mért ammónium-veszteség fajlagos a már korábban említett iszapszáritási veszteség fajlagossal megegyezőnek, 10 %-nak adódott (Radács et al., 2011).

A komposztálásnál és az iszapszáritásnál a fentieknek megfelelően egyaránt a feldolgozott elővíztelenített rothasztott iszap mennyiségére célszerű adagolni a magnézium-oxidot a biológiai átalakításnál felszabaduló ammónium megkötésére. A célszerű MgO dózis ilyenkor az 1,04 kg TN veszteségre

40/14-szer ennyi (ahol 14 a nitrogén atomsúlya, 40 pedig a magnéziumoxid molekulatömege). Ennek alapján a szükséges MgO mennyiség 3 kg minden tonna elővíztelenített rothasztott iszapra mind a komposztálás, mind a napenergiával történő iszapszárítás esetében.

Fontos megjegyezni, hogy nyers iszapok komposztálásánál, vagy szárításánál a vegyszer fajlagos az iszap szárazanyagára számolandó, figyelembe véve azt is, hogy azok nitrogéntartalma is nagyobb, mint a rothasztott iszapoké. Erre példa éppen a soltvadkerti szennyvíziszap kapcsán a következőkben látható.

16.4 Nyersiszap szoláris szárításának a MgO igénye két hazai üzemre számolva

A szennyvíziszap szárítása hazánkban eddig két helyen épült ki. Egyik esetben (Soltvadkert) előülepítés nélkül működő kisebb kapacitású kétlépcsős eleveniszapos tisztító első iszapköréből elvételre került, présszalag-szűrővel 16-18 % szárazanyag tartalmúra elővíztelenített fölősiszap szárítására épült ki a rendszer. Másik esetben (Veszprém) az anaerob rothasztásra került helyi és környező tisztítókból beszállított nyersiszapok centrifugával víztelenített, 25 % körüli szárazanyag tartalmú iszapjára készült ilyen megoldás.

16.4.1 Soltvadkert

A soltvadkerti szennyvíztisztító mintegy 750 m³/d szennyvizet tisztít. A tisztítandó szennyvíz átlagos KOI és BOI₅ koncentrációi 1500 és 800 mg/l. A tisztító BOI₅ terhelése így 600 kg/d (10 ezer LEÉ), ez alakul át a telepen szennyvíziszappá. A tisztító nagy terhelésű első lépcsőjéből akár 1 kg iszap szárazanyag/ kg BOI₅ fajlagossal is keletkezhet szennyvíziszap, ami így szárazanyagban akár 600 kg/d is lehetne, ha nem alkalmazna a telep az iszaphozam csökkentésére speciális mikroorganizmus tenyésztéssel történő folyamatos beoltást. A szalagpréss jelenleg átlagosan 16-18 % szárazanyag tartalmú iszapot produkál, a heti víztelenített iszap mennyisége pedig 15 köbméter. Így a napi iszaphozam szárazanyagban jelenleg a tisztítóban 364 kg, ami a 600 kg BOI₅/d terhelésre 0,6 kg iszap szárazanyag/kg BOI₅ fajlagos iszaphozamot jelent. A tervezők egyébként mintegy 8500 LEÉ terhelésre 3 m³/d ilyen szárazanyag tartalmú iszapot (21 m³/hét) prognosztizáltak. Nyilvánvaló, hogy sokkal nagyobb fajlagos iszaphozammal számoltak, jogosan.

A soltvadkerti szennyvíztisztítónál az elővíztelenítés után szárításra kerülő iszap szárazanyagának a nitrogéntartalma átlagosan 5%, ami a napi 364 kg iszap szárazanyagban 18,2 kg TN mennyiséget jelent. Az iszapvíz ammónium tartalmával a nyersiszap esetében nem kell számolni. A várható napi ammónium-N veszteség a szárításnál (10 %), tehát kevesebb, mint 2 kg. Ekkora ammónium veszteséget, vagy emissziót kell megszüntetni ott a magnézium oxid adagolásával. Ez napi 5,2 kg MgO por kiszórását jelenti a szolár szárítóba. Természetesen, ahogy az iszap víztelenítése hetente csak 5 napon keresztül történik, a heti MgO igényt is öt nap alatt célszerű kiszórni friss iszapréteg felületére, hogy azt a keverő homogénebben bekeverje a száradó iszaprétegbe.

A napi 5,2 kg MgO szükséglet 1,9 t MgO igény évente, ami a jelenlegi kereskedelmi áron 171 ezer Ft/év vegyszerár (+ szállítási költség). Ezzel a vegyszeradagolással ugyanakkor várhatóan meg lehet szüntetni a jelenlegi illatosító anyag vásárlását, s el lehet kerülni az iszap nitrogénvesztését, illetőleg a környezet ezen ammónia veszteséggel történő szennyezését.

16.4.2 Veszprém

A veszprémi szennyvíztelepen gyakorlatilag A2/O technológia üzemel, melynek a napi elővíztelenített iszapmennyisége 12,7 t. Ennek a szárazanyag tartalma 3,17 t/d (25 % sza.). A mérések alapján az 1 tonna ilyen módon centrifugált nedves iszapban átlagosan 4 % a szárazanyag összes nitrogéntartalma. Egy tonna nedves iszapban tehát 10 kg TN tartalom adódik annak a szárazanyagából, amihez még hozzáadódik a szerkezeti víznek (75 %) a beszárítás során elillanó, mintegy 0,4 kg ammónium-N tartalma. Méréseink során ennek a nitrogénmennyiségnek a szárítás során a 10 %-a kerül ammóniaként a szárítógázba (Radács et al., 2011). A nitrogénveszteség tehát kerekítve 1 kg/ tonna szárított víztelenített iszap. Napi mennyiségét illetően 12,7 kg ammónium-N/d. Ennek az ekvivalens mennyisége MgO formájában 40/14-szer ennyi, tehát 36,3 kg MgO. Ez az a MgO mennyiség, amivel a szárításnál az iszaptól felszabaduló ammónium struvitté alakítható az iszapban egyidejűleg szabaddá váló foszfát segítségével. A magnézium/TN mólarányt számolva ugyanakkor megállapíthatjuk, hogy a szárításra kerülő iszap 127 kg TN/d mennyiségére (9,07 kmól/d) a 36,3 kg/d MgO-ból számolható 21,8 kg/d magnézium éppen 0,9 kmól/d. A gáz ammónia tartalma alapján számított Mg/TN mólarány tehát mintegy 0,1. Ekkora magnéziumoxid felhasználás tehát

várhatóan bőségesen elegendő az adott üzem iszapszárítója ammónia emissziójának a megkötésére.

Mivel a magnézium túladagolása nem jelent kockázatot a biológiai folyamatok beindulása tekintetében, ugyanakkor biztonság az ammónia tökéletesebb megkötésére, a számított 36,3 kg MgO dózis kétszerese is nyugodtan adagolható a centrifugált rothasztott iszaphoz. A MgO ára ugyanis viszonylag mérsékelt, 90 Ft/kg. Így még 60 kg/d MgO adagolás (kétszeres túladagolás) esetén is csak 5400 Ft/d a gáztisztítás üzemeltetés költsége. Mivel a szükséges beruházási költség minimális (centrifugálással szinkronizált poradagolás a centrifuga kihordócsigája végéhez), a gáztisztítás éves költsége 2 millió forint alatt marad. Ez az üzemeltetés, a magnézium-oxid adagolás optimalizálásával a fenti számítások alapján esetleg a felére is csökkenthető.

16.5 Komposztálás ammónium emissziójának csökkentési lehetősége Szombathelyen

A struvitként történő ammóniumfixálás a fentiekben bemutatottaknak megfelelően a komposztálásban is realizálható. Erre az esetre hasonló rothasztott iszap szárazanyagot feltételezve, mint a veszprémi üzemben volt mérhető, hasonló mértékű fajlagos (10 %) ammónium veszteséggel, vagy emisszióval számolhatunk, mint a veszprémi iszapszárításnál, annak ellenére, hogy Hansen és társai (1989) mérései szerint ennek a háromszorosa is létrejöhet a komposztálásnál.

Példaként legegyszerűbb a szombathelyi szennyvíztisztító iszapkomposztálásának a vegyszerigényét kiszámolni, annak ugyanis mintegy kétszerese a biológiai terhelése, mint a veszpréminek. Ennek megfelelően az iszap szárazanyag hozama is a kétszerese, illetőleg a 10 % ammónium-N veszteséggel számolva a magnézium-oxid igénye is kétszer akkora. Ez azt jelenti, hogy a komposztálásnál az annak megfelelő mennyiségű vegyszer adagolásával a komposzt ammónium-N vesztesége 4 mFt/év MgO költséggel elkerülhető lenne, s egyidejűleg a komposzt TN tartalma is 10 %-al nőne.

Érdekes összehasonlítani az így számolható nitrogénveszteség árát a felhasználandó vegyszer költségével. A napi 25,4 kg ammónium-N veszteség ennél az üzemnél évi 9,27 tonna NH₄-N veszteséget jelent. Jelenleg egy tonna ammónium-nitrát műtrágya ára 80000 Ft körül alakul. Ennek a

nitrogéntartalma 35 %, tehát a TN ár, 230 ezer Ft/t TN körül van. A szombathelyi üzemre számított $\text{NH}_4\text{-N}$ veszteségre ez 2,1 mFt/év körül van, szemben a 4 mFt vegyszerköltséggel. Figyelembe véve, hogy a 10 % ammónium-N veszteségre kétszeres vegyszerfelesleggel számoltunk, elképzelhető, hogy a vegyszerár közel azonos a vele rögzített növényi tápanyag értékével. Ez persze azt jelenti, hogy ha a komposztálásnál nagyobb az ammónia képződés mint 10 %, a vegyszeradagolás a kétszeres ammónia emisszióig is biztonságot ad.

16.6 Összefoglalás

A lakossági szennyvíztisztítók nyers, vagy rothasztott iszapjainak a tovább feldolgozása, vagy nélküli alkalmazása során is az iszap nitrogéntartalmának egy része veszendőbe megy. A talajban történő komposztálódáskor ennek egy részét a talaj humusztartalma megkötheti, a komposztáláskor, vagy szoláris iszapszárításkor azonban az a környezetet szennyezi. Ez elkerülhető a víztelenített szennyvíziszapok magnézium-oxiddal történő adagolásakor, amikor is a biológiai átalakulások során szabaddá váló ammóniumot az adagolt magnézium, s a bomláskor szabaddá váló orto-foszfát struvitként megköti, immobilizálja. Ilyen módon környezetszennyezés csökkentő hatása is jelentős. A struvit lassan oldódó, elnyújtott hatású növényi tápanyag (N és P), amely éppen ezért a jelenlegi műtrágya dózisoknál nagyobb mennyiségekben is adagolható, tehát a kihelyezés fajlagos költségét is csökkenti. Komposztálás esetén keverve a nyersanyagkeverékhez ez a hatása hasonlóan érvényesül.

16.7 Hivatkozások

- Bashan, D.L.E. - Bashan, Y. (2004) Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as a fertilizer (1997–2003), *Water Res.* 38, 4222–4246.
- Bridger, G.L. - Salutsky, M.L. - Starostka, R.W. Metal ammonium phosphates as fertilizers, *J. Agric. Food Chem.* 10, 181–188.
- Chirmuley, D.G. (1994) Struvite precipitation in WWTPs: causes and solutions, *Water (J. Austr. Water Assoc.)* (December) 21–23.
- Deng, L.W. - Zheng, P. - Chen, Z.A. (2006) Anaerobic digestion and post-treatment of swine wastewater using IC–SBR process with bypass of raw wastewater, *Proc. Biochem.* 41, 965–969.

- Driver, J. - Lijmbach, D. - Steen, I. (1999) Why recover phosphorus for recycling, and how? *Environ. Technol.* 20, 651–662.
- Fukumoto, Y- - Suzuki, K. – Kuroda, K. – Waki, M. – Yasuda, T. (2011) Effect of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. *Bioresource Technology* 102, 1468-1474.
- Hansen, R.C. - Keener, H.M. - Hoitink, H.A.J. (1989) Poultry manure composting: an exploratory study, *Transac. ASAE* 36, 2151–2157.
- Hoitink, H.A.J. - Fahy, P.C. (1986) Basis for the control of soilborne plant pathogens with composts, *Ann. Rev. Phytopathol.* 24, 93–114.
- Jeong, Y.K. - Kim, J.S. (2001) A new method for conservation of nitrogen in aerobic com-posting process, *Bioresour. Technol.* 79, 129–133.
- Jeong, Y. K. – Hwang, S. J. (2005) Optimum doses of Mg and P salts for precipitating ammonia into struvite crystals in aerobic composting. *Bioresorce Technology* 96, 1-6.
- Kárpáti, Á. – Thury, P. (2011) A szennyvíz N és P tápanyagai eltávolításának, újra-hasznosításának technológia/vegyszerigénye. *Hírcsatorna* (Publikációra elfogadva)
- Kithome, M. - Paul, - Bomke, A.A. (1999) Reducing nitrogen losses during simulated composting of poultry manure using adsorbents or chemical amendments, *J. Environ. Qual.* 28, 194–201.
- Kulcu, R. - Yaldiz, O. (2007) Composting of goat manure and wheat straw using pine cones as a bulking agent, *Bioresour. Technol.* 98, 2700–2704.
- Lee, J. E. – Rahman, M. M. – Ra, C. S. (2009) Dose effects of Mg and PO₄ sources on the composting of swine manure. *Journal of Hazardous Materials* 169, 801-807.
- Liang, X.Q. - Chen, Y.X. - Li, H. - Tian, G.M. - Ni, W.Z. - He, M.M. - Zhang, Z.J. (2007) Modeling transport and fate of nitrogen from urea applied to a near-trench paddy field, *Environ. Pollut.* 150, 313–320.
- Radács, A. - Volf, B. - Gulyás, G. - Kárpáti, Á. (2011) Napenergiával történő rothasztott iszap szárítás levegő szennyezése és levegőtisztítása. *Hírcsatorna*, (júl.-aug.) 16-20.
- Ren, L. – Schuchardt, F. – Shen, Y. – Li, G. – Li, C. (2011) Impact of truvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk. *Waste Management* 30, 885-892
- Stentiford, E.I. (1996) Composting control: principles and practice, in: M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes, T. Papi (Eds.), *The Science of Composting. Part 1*, Blackie, Glasgow, 1996, pp. 29–59.

- Munch, E.V. - Barr, K. (2001) Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams, *Water Res.* 35, 151–159.
- Pastor, L. - Mangin, Barat, R. - Seco, A. (2008) A pilot-scale study of struvite precipitation in a stirred tank reactor: conditions influencing the process, *Bioresour. Technol.* 99, 6285–6291.
- Thury, P. (2010) Az anaerob iszaprohasztás után keletkező iszapvíz minősége, és annak hatása a tisztítás főágára. PhD. Thesis, Pannon Egyetem, 2010

17 Lakossági szennyvíziszapok és rothasztásuk

-tanulások a „Rothasztás” hazai nagykönyvéből és további kiegészítések-

Kárpáti Árpád,
Pannon Egyetem, Veszprém,

17.1 Bevezető

A lakossági szennyvíztisztítás a szennyvizeinkbe kerülő hulladékaink veszélytelenné tételének a várhatóan hosszú távon is leggazdaságosabb módja. A veszélytelenné tétele azt jelenti, hogy egyrészt az emberre, s a hozzá közeli magasabb rendű szervezetekre (ivóvíz, fertőzések, betegségek), másrészt a vízi világra (élővizek növény és állatvilága) kell azt veszélytelenné tenni. Szennyező anyagait ehhez bizonyos mértékig el kell távolítani (mineralizálás széndioxiddá, partikuláris foszfáttá és nitrogénné), maradékait stabilizálni, tömegében és térfogatában minimális mennyiségűre és minimális fertőző hatásúra kell csökkenteni. Ez utóbbi döntően a komposztálásnál és a talajban stabilizálódik tovább, miközben ott is részben hasznosul. Szerves anyagainak egy része gyorsabban (hidrolízis, metanizáció, biológiai hasznosítás), más része sokkal lassabban (humifikáció, majd igen lassú növényi újrafelhasználás) hasznosul. Azokból a növényi, állati termékekből, melyek tíz-száz millió évvel ezelőtt anaerob környezetben stabilizálódtak, döntően későbbi geotermikus hatásra keletkeztek mai foszilis energiakészleteink (metán, olaj, szén)

Manapság ilyen hosszú természetes tisztulás, átalakulás kivárására az emberiségnek nincs ideje. Ugyanakkor az általa termelt hulladékok szennyező anyagok (szerves C, N, P), energia és növényi tápanyag tartalmának a valamilyen módon történő maximális hasznosíthatóvá tétele is elengedhetetlen feladata. Igaz ez a szennyvizekbe kerülő ilyen anyagokra is, melyek eltávolítása a vízből, majd maximális újrahasznosítása meglehetősen speciális, soklépcsős feladat. Első ebből a hagyományos aerob (eleveniszapos) szennyvíztisztítás, második a keletkező iszapmaradék bontható részének az anaerob elgázosítása (biometanizáció), harmadik pedig a rothasztott iszap komposztálása növényi tápanyaggá. Sajátos problémája ezeknek a lépcsőknek, hogy optimális kivitelezésükhöz szerves szennyezőanyagaiknak a 4-5:1, 15-20:1, illetőleg 30-35:1 C:N aránya lenne optimális, miközben a szén mennyiségét folyamatosan csökkentjük ezekben a lépcsőkben, előrehaladva. Szerencsére az eleveniszapos tisztításnál redukált nitrogén (ammónium és szerves-N) eltávolításra is sor

kerül. Ezzel a maradékának a C:N aránya úgy 10:1 körüli értékre áll be. Láthatóan ez már sem a rothasztásnak, sem a komposztálásnak nem optimális (Fazekas és társai, 2014; Kárpáti, 2016).

Az anaerob szennyvíziszap rothasztás a lassú átalakulás, s egyebek között a keletkező ammónium, pontosabban a vele egyensúlyban levő ammónia toxikus hatása miatt (a sejtmembránok a sejtbe jutva mérgező) csak kis térfogati terheléssel (keletkező sav és lúgosság folyamatos egyensúlya) vitelezhető így ki, míg a komposztálásnál részben a nagyobb hőmérséklet miatt felszabaduló ammónia ugyanilyen toxicitása, szaghatása, no és vele a komposztálás nitrogén tápanyag-vesztése miatt van gond. Biológiailag jól bontható szerves szén bevitelére (nitrogéntartalom nélkül) tehát mindegyik lépcsőnél szükség lenne. A gyakorlatban erre csak az iszaprothasztásnál és a komposztálásnál van lehetőség. A rothasztásnál a nitrogén-vegyületek bevitele még azért megengedhetőbb, mert azok ammóniumként a vízfázisba kerülve az iszapvíz a későbbi nitrogénmentesítésével eltávolíthatók. Persze ez egyidejűleg a főági szennyvíztisztítás jelentős zavarását is jelenti. Ugyanakkor a rothasztás a fehérjékből jelentős metántermelést, energiát is eredményez. A komposztálásnál nincs ammónium visszaforgatás, ezért kell az említett nagy segédanyag igény, miközben energia metánként nem keletkezik (döntően aerob a komposztálás), az alapanyagok egy részének az oxikus égetése történik. Az egyetlen haszna itt a segédanyagoknak (növényi szalma, faanyag) a szagmentesítés, fokozott szárítást biztosító energiaforrás bevitele, a redukált nitrogén humuszba építése, komposzttá alakítása s a komposztnak a jelentős mértékű szárítása.

Nagyon érdekes, hogy a biológiai átalakítások időigénye a három különböző lépcsőknél közel azonos. Persze csak akkor, ha a szennyvíztisztításnál a szerves anyag immobilizálása (részleges oxidációval lebegő formává alakítása) mellett a nitrogén és foszfor kellő mértékű eltávolítását is biztosítani akarjuk. Az iszapkor igény mintegy 15-20 nap (15 °C körüli szennyvíz hőmérsékleten). Ekkor a tisztítóba érkező szerves anyagból mintegy 0,6-0,9 kg szárazanyag (sza.)/kg BOI₅ fajlagos iszapozammal keletkezik melléktermék (fölösizap). Ennek az 5-5-6,5 %-a nitrogén, tehát az iszap mintegy 35-40 % fehérjét tartalmaz. Pontosabban ennek ugyan döntő része tényleg fehérje (citoplazma fehérje), de kis hányadban az extracelluláris polimer anyaga (EPS - kapszula) is tartalmaz fehérjét, illetőleg nitrogént. Az anaerob rothasztásnál is közelítőleg ilyen iszapkorra van szükség a szerves anyag mintegy felének a széndioxidá és metánná alakításához. Ez azonban megfelelően elővíztelenített (3-6 % sza. tartalmú) iszappal és 35-37 °C

körüli vízhőmérsékleten kellő sebességű, és gazdaságos. A fölösiszap szerves anyagának mintegy a fele ekkor biogázzá (CH_4 és CO_2 keveréke) alakul. Azonban míg ott a nitrifikálók lassú szaporodása, s a kellő nitrifikáció miatt van erre döntően szükség, a biogáz előállításnál az egymást követő, de egy térben lejátszódó átalakítások között a hidrolízis és a metanizáció is nagyon időigényes.

A komposztálás döntő részéhez, tehát a szerves anyagok lebomlásához is elegendő a 20 napos tartózkodási idő, melyből pár nap a felmelegedés, a többi pedig az aerob bontás, melegen tartás (fertőtlenítés) időigénye. Az utóbbi hőmérséklet tartománya 60-65 °C körüli. Ugyanakkor a humifikálódás meghatározó része ezt követően mérsékeltebb hőmérsékleten és jóval hosszabb idő alatt megy végbe. Itt a szerves anyag elbomlásának mértékéről nehéz beszélni, mert rendszerint cellulóz, faanyag hozzáadását követően történik az oxidáció. Irodalmi adatok szerint az iszapréz szerves anyagának a fele kerül itt is elbontásra (döntően széndioxidá), míg kis része beépül a cellulóz és lignin segítségével kialakuló humuszba.

Gyakorlatilag a szennyvíz eredeti energiatartalma az eleveniszapos tisztítással a felére csökken. A maradék fél résznek azután ismét a fele nyerhető ki a rothasztás metántermékében. A komposztálásnál ezután a rothasztott iszap maradék szerves anyagának (energia) ismét fele megy veszendőbe az oxidációval (Fazekas és társai, 2014; Kárpáti, 2016). Pontosan kevesebb, mint fele, mert a hővé alakuló energia végül is a komposzt szárítása révén részben hasznosul. Hogy a fenti folyamatok során a nyers szennyvíz egyes szerves anyag féleségei hogyan bomlanak tovább, hasznosulnak, fontos kérdés, de ehelyütt csak az anaerob iszaprothasztás kérdései a kiemelték.

A lakossági, vagy vegyes települési szennyvizek szennyezőanyagai közül a szerves anyagok (közül a döntő komponenseiknek, a zsíroknak, fehérjéknek, s különböző szénhidrátoknak a szilárd – partikuláris -, valamint oldott részei is) tovább hasznosítható energiát hordoznak. Ennek az energiának a lehetséges maximális kinyerése már napjainknak is, de a jövőnek feltétlen fontos feladata lesz. Lényeg a teljes folyamat gazdaságossága, ami részben beruházási, részben üzemeltetési költség, utóbbiban az elengedhetetlenül szükséges energiaráfordítással. Nem szabad természetesen figyelmen kívül hagyni a tisztításnál keletkező iszapok további feldolgozásának, hasznosításának, vagy akár csak tartós tárolásának a költségigényét sem, ami napjainkban már közel azonos a szennyvíz megtisztításának, szennyezői kivonásának a költségével. A rothadó képes növényi termékek, maradványok szennyvíziszapoktól független

biometanizálása ma már egyébként kiterjedt gyakorlat. Ez a mezőgazdasági melléktermékekre, hulladékokra épülő biogáz gyártás.

A lakossági szennyvíziszapok együtt rothasztásának a segédanyagai azonban szűkebb körből kerülnek csak ki. Ilyenek lehetnek a lakossági fogyasztás körében keletkező élelmiszer maradékok, a közcsatorna előtt kiépített zsírfogók szippantott uszadéka, vagy iszapja, valamint különböző lakossági vagy állati élelmiszer termelés gyártási hulladékai, maradványai (köztük a megromlott, lejárt szavatosságú visszárú). Az utóbbiak között legfontosabbak talán az ATEV iparág ma már újrahasznosításra elég korlátozottan engedélyezett, 140 °C hőmérsékleten fertőtlenített zsír-fehérje főzete, az élelmiszergyártás hasonló összetételű, többnyire ugyancsak főzéssel tartósított termelési hulladéka, valamint az italgyártás legkülönbözőbb növényi maradékai. A lakossági szennyvíziszap rothasztókba nyers növényi anyagot azért nem célszerű bevinni, mert a rothasztásukkor jelentős hányaduk nem bomlik le metánná, viszont részlegesen humifikálódik. Az így oldott formában az iszapvízbe kerülő stabil humin-, és fulvosavak a tisztítás főágán jelentősen azután problémát a lakossági szennyvíztisztításnak.

A lakossági szennyvíziszap szeparált, vagy megfelelő szerves anyagokkal együtt történő rothasztását követően ugyanakkor az iszapvíz polielektrolitokkal jól flokkulálható, lebegőanyag, illetőleg szerves anyag mentesíthető, s a tisztítás főágára különösebb veszély nélkül visszaforgatható. Egyetlen problémája, hogy a főág nitrogénterhelését csak lakossági iszap rothasztása esetén is mintegy 15 %-al növeli, amely a kedvezőtlen a biológiára kerülő előülepített víz egyébként is kis KOI:TKN aránya miatt.

17.2 A szennyvíztisztítás energiaigénye, energia potenciálja

A lakossági szennyvizek tisztításának energiaigénye a levegőztetés és a többi műveletek energiaigényéből tevődik össze. Az eleveniszapos tisztításnál régen a levegőztetés akár a felét-háromnegyedét is kitehette. A többi műveletek energiaigényének növekedésével részaránya mára valamivel a fele alá csökkent. A szennyvíztisztítás fajlagos energiaigényét általánosan a tisztított szennyvíz térfogatára adják meg, ugyanakkor a levegőztetés fajlagos energiaigénye a víz szennyezettségétől függ. Ebből is adódnak az esetenként jelentős eltérések ilyen tekintetben. Egyértelmű viszont, hogy ez a fajlagos az üzemméret növekedésével jelentősen csökken.

Igen széles körű felmérés alapján talán Mc Carty és munkatársai (2011) átlagos adatsorai jellemzőek leginkább a lakossági szennyvíztisztítások átlagos fajlagos energiaigényére. Felmérésük alapján az ilyen szennyvíztisztítás, növényi tápanyag (N és P) eltávolítást biztosító eleveniszapos, anaerob iszaprothasztóval is rendelkező rendszernél $0,6 \text{ kWh/m}^3$ az átlagos fajlagos energiafelhasználást jelent, aminek a fele a levegőbevitel energiaigénye. Az USA szennyvizei egyébként a hazai szennyvizeinknél hígabbak. Ezek az adatok jól egyeznek a MAVÍZ hazai felmérésének a nagyobb tisztítóknál mért adataival. Számszerűsítve a levegőztetés energiaigénye a 50-100 ezer LEÉ-nél nagyobb kapacitású szennyvíztisztítóknál mintegy $0,4 \text{ kWh/m}^3$ tisztított szennyvíz fajlagos körül van.

Foley és társai (2010) átlagos lakossági szennyvíz, anaerob/anoxikus/aerob kiépítéssel (elő-denitrifikálással, négyszeres belső recirkulációval és 0,7-szeres iszap recirkulációval, $3,5 \text{ g/l}$ iszapkoncentrációval és 15 napos iszapkorral történő tisztítását vizsgálták. Az előülepített és szekunder iszap is elősűrítésre került, melyet mezofil iszaprothasztás követett 22 napos HRT-vel. Vizsgálataiknál a teljes energiaigény 49 %-a a levegőztetésre, 29 %-a az iszap és iszapos víz recirkulációjára, 9 %-a a víztelenítésre került felhasználásra. A metánból előállítható villamos energia a teljes igény 21-%-át biztosította. Foley és társai (2010) mechanisztikus modellje mellett a messze összetettebb Biowin Modellel történő szimuláció is igen hasonló értékeket adott. A rothasztás iszapmaradékából csak igen kis hányadot jelentő (7%) energia visszanyerésre adódik felmérésük szerint ilyen megoldásnál lehetőség.

A primer és szekunder iszapok anaerob rothasztásnál keletkező biogáz a tisztítás a teljes energiaigénynek hazánkban a negyedét-felét tudja biztosítani. Ebben az is benne van, hogy a gázmotorokkal villamos energiaként csak a biogáz energiájának csak a 35-45 % a nyerhető ki. A többi döntően hőenergiaként kerül valamiképpen újrafelhasználásra, vagy veszendőbe. Lakossági szennyvíztisztítóknál a technológia megoldásokkal, energiatermelésre történő maximálással ugyanakkor a teljes szennyvíztisztítás lehet akár energiatermelő folyamat is (Logan, 2004). Hazánkban két budapesti szennyvíztisztító gyakorlata is jó példa erre. A lakossági szennyvízből történő energianyerést napjainkban fokozott érdeklődés, kutatások követik (Batstone et al., 2015). Ugyanez igaz a szennyvíztisztítás iszapjának a maximális hasznosítására, segédanyagokkal történő együttrothasztására is (Batstone és

Virdis, 2014; Astals et al., 2014; Koch et al., 2015; Koch et al., 2016; Kim et al., 2017; Xie et al., 2017)

Ezt az energianyerést lehet fokozni egy lakossági tisztító rothasztójánál külső energiahordozó bio-metanizációra történő hasznosításával. A kérdés ilyenkor a segédanyag tisztasága, anyagi minősége, bedolgozhatósága, no meg az, hogy alakossági iszaprothasztó rendelkezik-e szabad kapacitással, netán a bedolgozáshoz szükséges segédberendezésekkel. A lakossági iszaprothasztók már korábban is rendszerint túlméretezettek voltak, a tisztítás bővítését célszerűen figyelembe vették. Helyenként azonban éppen terheléscsökkenés következett be. Ez fennáll számos hazai nagyobb város szennyvíztisztítójában, ahol szabad kapacitás jelentkezik. Olyan városoknál, ahol nem volt, vagy nem szűnt meg jelentős élelmiszer feldolgozó ipar, ez nem jellemző. A térségi tisztítás fokozásával (centralizált szennyvíztisztítás), meg a környező térségek kisebb szennyvíztisztítói iszapjának az anaerob rothasztásra történő fokozott beszállításával, feldolgozásával sok helyütt a lakossági terhelés csökkenését kompenzálták.

A naponta lakosonként szennyvízbe juttatott 40-80 g BOI₅, ami mintegy 60-120 g KOI 14,7 kJ/g KOI egyenértékkel számolva csak közelítőleg adja meg a szennyvíz szerves anyagaiból visszanyerhető energiát, mert a KOI egy része nem bomlik a rothasztásnál. Ezen túl a gázmotor már említett hatásfoka is nagy problémája az energiaátalakításnak. A szennyvíziszap ugyanakkor nem csak energia, de növényi tápanyagforrás is. Az iszaprothasztás 1 kg metán/4 kg KOI, illetőleg 50,4 MJ/kg metán fűtőértékkel és 35 %-os energetikai hatásfokkal 1,8 kWh/kg metanizált szerves anyag (VSS) energiatermelést tud biztosítani (Khandan et al., 2014). Összegezve a fentieket a szennyvízben az energia három formában jelenik meg (Goude, 2016):

szerves szennyezőanyagok energiája	~1,79 kWh/ m ³
növényi tápanyagok – N és P) energiája	~0,70 kWh/ m ³
hőenergia	~7,00 kWh/ m ³

Napjainkban a szennyvíztisztítás főágán nem történik energia visszanyerés a szerves anyagokból, azoknak csak az immobilizálása, szilárd, szeparálható formájúvá történő alakítása történik meg. Ez igaz, az ultraszűrőssel kombinált eleveniszapos és hibrid megoldásokra is. Az iszapként szeparált szerves anyagok energiahordozó metánná történő átalakítása mellékágon a rothasztással történik. Innen a szerves anyagból kiszabaduló ammónium visszakerül a tisztítás főágára, hogy ott inertizálva veszendőbe menjen.

Láthatóan a kémiai energia mintegy 26 %, míg a hőenergia 74 %. A szennyvíziszap rothasztásánál ennek a kémiai energiának is csak a töredéke nyerhető vissza. Mintegy fele elveszik a szerves anyagok aerob immobilizálásánál, majd a maradék fele a rothasztásnál marad az iszapban. Ezután a keletkező gáz energiatartalmának ismét a fele a gázmotorban veszik el, döntően hőként. Az együttlrothasztás szerves segédanyagaiból ugyanakkor felszabadítható azok energiájának több mint a fele, s a gázmotorokban annak közel fele villamos energiává alakítható. Ezért lehet nyereséges a lakossági szennyvíztisztítóknál az iszapjuk gondosan megválasztott együttlrothasztása más alkalmas nyersanyagokkal.

A kémiai energia láthatóan a könnyen kinyerhető energiatípusa a lakossági szennyvizeknek. A hőenergiájuk csakis hőszivattyúval hasznosítható valamilyen mértékben, éppen a szennyvíz hőmérsékletének a függvényében. A kémiai energiák visszanyerése révén azonban a szennyvíztisztítás elvileg energianyereséges, de mindenképpen energia-függetlenné alakítható, a környezet iszaphulladékoktól egyidejűleg megvalósuló védelmével egyetemben. Együttlrothasztás nélkül azonban ma még csak csupán a tisztítás teljes energiaigényének a felét, tehát a levegőztetés energiaigényét lehet az iszaprothasztással visszanyerni, megtermelni.

17.3 A szennyvíziszapok összetétele

A szennyvíz tisztítása általában primer és szekunder iszapot is termel. Az elsőben a szennyvíz eredeti szerves anyagai (zsír/fehérje/szénhidrát), míg az utóbbiban már döntően azok biológiailag átalakított, stabilizált, jóval kisebb energia-fajlagossal rendelkező változataik vannak jelen. A nagy energia fajlagossal rendelkező zsírok-olajok döntő része eleve a primer iszapba kerül. Ide kerülnek a lebegő, illetőleg ülepedő fehérjék és szénhidrátok (cellulóz, stb.) is. Ez a 0,45 mikronos szűrőn fennmaradó résznek mintegy a 60, a KOI-nak 30-40 %-a. A döntően oldott szennyezők (~ 20 %), s a finom kolloid zsírok, fehérjék, szénhidrátok (mintegy a KOI 30-40 %-a) biológiailag átalakított, immobilizált formái kerülnek a szekunder iszapba.

Pontos iszap összetétel behatároláshoz, vagy akár annak számításához is elég nehéz megfelelő adatokat találni, mert a tisztítók a rothasztóba kerülő iszapjuknak a minőségét, pontosan a zsír/fehérje/szénhidrát tartalmát nem vizsgálják kellőképpen. Elég egyszerű ugyan abból a zsír és fehérjetartalom

mérése, de azok a KOI-hez hasonlóan összparamétert, tehát az összes extrahálható zsír tulajdonsággal bíró vegyületet, illetőleg nitrogén tartalmú vegyület nitrogénjét mérik és adják meg vegyületcsoportként. A nitrogéntartalom alapján egyszerűen 6,25-el szorozva fogadják el az anyagot fehérjének, holott abban a fehérjék lebomlott aminosavai, illetőleg a nem fehérje nitrogént is belemérik (lipoproteinek, exocelluláris poliszacharidok (EPS), melyek ugyancsak tartalmaznak nitrogént).

Jó lenne pontosan tudni azt is, mennyi az utóbbiak közül az egyértelmű felületi aktivitással rendelkező fehérje, amely esetlegesen a szennyvíziszapok rothasztásánál a habzással, vagy a rothasztott iszap vízteleníthetőségével az üzemvitel műszaki problémáját, illetőleg az iszapelhelyezés költségnövekedését okozhatja. Mint azonban az alábbi, kellően elfogadhatónak feltételezhető adatsor is mutatja, a témakör kutatásai még ma sem kívánják a fenti problémák és az iszapösszetétel kapcsolatát vizsgálni, hiszen sokkal fontosabb annál az iszapból visszanyerhető energia maximálása. Mégis megbízhatónak tűnik a táblázatban feltüntetett kevert lakossági szennyvíziszap mérési adatsora további vizsgálatok céljára. Ennél a primer és szekunder iszap keverési aránya 5136:4338 volt tonnában (egy évi adat), tehát csaknem fele-fele (Koch et al., 2016):

Paraméter	Mértékegység	Mért érték	
Összes szárazanyag (sza)	(%)	5,43	+/- 0,13
Sza. szerves hányada	(%)	79,5	+/- 0,45
pH	(-)	6,33	+/- 0,24
Összes illó sav (Σ VFA)	(g/kg)	2,21	+/- 1,21
Σ VFA/alkalinitás	(-)	2,12	+/- 1,21
KOI	(g/kg)	72,0	+/- 2,96
TOC	(g/kg)	25,2	+/- 2,16
TKN	(g/kg)	2,87	+/- 1,98
C/N	(számított)	(-)	8,8

A Garchingi iszaprothasztó (Koch et al. 2016) ezzel az iszappal egy kg VS/m³d alatti terheléssel megy és így 40 napos HTR-vel. A fajlagos metánhozama ekkor 0.317 m³ CH₄/kg VS. Ez 66 %-os metántartalommal átszámolva a gázhozamra 475 liter/kg VS érték.

Az átlagos jellemzők tehát kicsit másként számolva a következők:

Kevert iszap (primer + szekunder)a szárazanyag 5,43 % szárazanyag	54,3 g/kg nedves iszap
amiben 79,5 % a szerves anyag 4,32%	43,2 g /kg nedves iszap
a szerves anyag KOI-je	72,0 g KOI/kg nedves iszap
a TOC (szerves anyag)	25,2 g szerves C/kg nedves iszap
összes N	2,87 g N/ kg nedves iszap
szerves anyag N tartalma	6,6 %
ami fehérjeként	17,7 g fehérje/ kg nedves iszap
a szerves anyag fehérje hányada	41,5 %
a szerves anyag fajlagos KOI-je	1,66 g KOI/g szerves anyag
a szerves anyag TOC hányada (58,8 %)	25,2 g TOC/kg szerves anyag
C/N arány	8,8

Ami nagyon meglepő a reálisnak ítélt adatsorban, az a szerves anyag nagy fehérje hányada, bár éppen annak igen nagy a szórása. Ebből aztán adódik a nagy KOI/VS arány is, valamint a nagy TOC/VS arány is. Egyébként a fehérjetartalom más esetekben is egyértelműen ilyen részarány, tehát 40 % körül van. Ebből adódik az általánosan elfogadott 9 körüli C/N arány. Ha az iszapkor egy tisztítóban nagy, a szekunder iszap hozama, s annak a nitrogén tartalma is kisebb lesz, de a szekunder iszap C/N aránya nem változik jelentősen. Azt csak külső, nagyobb C/N arányú tápanyag, zsír és szénhidrát bevitelével lehet növelni. Mivel a fehérjék N tartalma a tömegük 1/6,25-öd része (16 %), a TOC pedig mintegy tömegük 60-65 %-a, a C/N arányuk 4 körüli érték. Fehérjék bevitelére tehát egyértelműen csökkenti a szennyvíziszap C/N arányát. A rothasztást azért vélik 6 fölötti C/N arányú iszapkeverékekkel végezni, mert ennél nagyobb értékeknél keletkezik csak a rothasztóban megfelelő arányban széndioxid és ammónium, amely azután az iszapfázis ammónium koncentrációját és annak az alkalinitását meghatározóan befolyásolja.

A szennyvíziszapok keletkezését vizsgálva a szerves rész 40 %-a körüli fehérjetartalom egyébként elméletileg is könnyen számolható. A lakos egyenértéknek megfelelő átlagosan 60 g/főd lebegőanyagból a 60 %-a, 36 g/főd kerül a primer iszapba ennek mintegy 45 %-a inert (16 g/főd), tehát 20 g/főd lesz abban a szerves anyag. Ebbe kerül bele a 10-13 g TKN/főd átlagosan 10 %-a, ami 6,25-ös szorzóval fehérjévé átszámolva 6-8 g fehérje/főd. Mivel ez a 20 g primer iszapba kerülő szerves anyag 30-40 %-a, közel van a garchingi iszapkeverék fehérje tartalmához (Koch et al, 2016).

A primer iszap összetételére vonatkozó számítást tovább vezetve, a zsírtartalmára is hasonló értéket kapunk. A lakossági szennyvizekben ugyanis a KOI 20-40 %-a körüli a zsírok mennyisége. Ebből annak 50-80 %-a a primer iszapba kerül. A lakos egyenértékkel számolva a szennyvízben levő zsír KOI egyenértéke 22-44 g KOI/főd. Ez a zsír tömeg-fajlagos KOI-jével visszaszámolva 6-12 g zsír /főd értéknek felel meg. Az előülepítésnél azonban csak a zsírtartalom 50-80 %-a kerül az iszapba, tehát 4-8 g zsír/főd. Ez azt is jelenti, hogy a primer iszap korábban korábban számolt 20 g/főd szerves anyagából a zsírtartalom annak 20-40 %-a. Ezeket figyelembe véve ugyanakkor a szerves rész szénhidrát tartalma 20-50 % között mozoghat. Analitikai mérések egyébként ezt az összetételt könnyen ellenőrizhetnék. Természetesen a primer iszap inert tartalma, s így aránya a szerves részéhez is igen jelentősen változhat, hiszen a foszfor elő-kicsapatására használatos vegyszerek szilárd maradékai azt inert rész mennyiségét jelentősen megnövelhetik.

A szekunder iszapba kerülő fehérje mennyiséget, vagy részarányt nehéz számítással ellenőrizni, hiszen éppen a keletkező iszap fehérje hányadát kellene ahhoz mérésekből ismerni. Ilyen adatok vannak, de nagyon szórnak. Talán elfogadható ehhez Sedlak (1992) nomogramja. 20 napos iszapkornál 8, 40 naposnál már csak 7 % lesz a szekunder iszap szerves anyagában a nitrogéntartalom. Ez 50 - 43,7 % fehérjetartalomnak felel meg. Ennek alapján a primer és szekunder iszapok súlyozottan számított nitrogéntartalmára ugyancsak 40 % adódik. Az is érzékelhető a korábbi számításból, hogy a szekunder iszapba kevesebb zsír lesz, mint a primerben. Eleve kevesebb kerül a nyersvízből abba, s ott némi lebontás is csökkenti a mennyiségét. A primer iszap szerves anyagának a 20-40 %-át kitevő zsírmennyiség viszont egyértelműen oda kerül. Ez azonban a rothasztás során nem okoz gondot, még ha elég jelentősen növelték is a zsírfogók iszapjával annak a zsírtartalmát (Mata Alvarez et al., 2014).

A lakosegyenértékből (LEÉ) számolva tehát a kétféle iszap hozamát, megállapítható, hogy azok szerves anyag tartalma (szárazanyag illó része – VS) fajlagosan közel azonos. Energiatartalmuk is közel hasonló, a belőlük anaerob rothasztással biogázzá alakítható hányaduk ugyanakkor nagyon különböző. A primer iszapénak közelítőleg a duplája, mint a már biológiailag stabilizált (mintegy az előülepített szennyvíz fele szerves anyagában eloxidált) szekunder iszapénak. A nyers szennyvíz zsírtartalma primer iszapba kerülő mintegy 50-80 %-a (Mata Alvarez et al., 2014), s a hozzá tapadó egyéb lebegő-üledő fehérjék, cellulóz és keményítő részek mintegy 2/3 részükben biogázzá alakíthatók

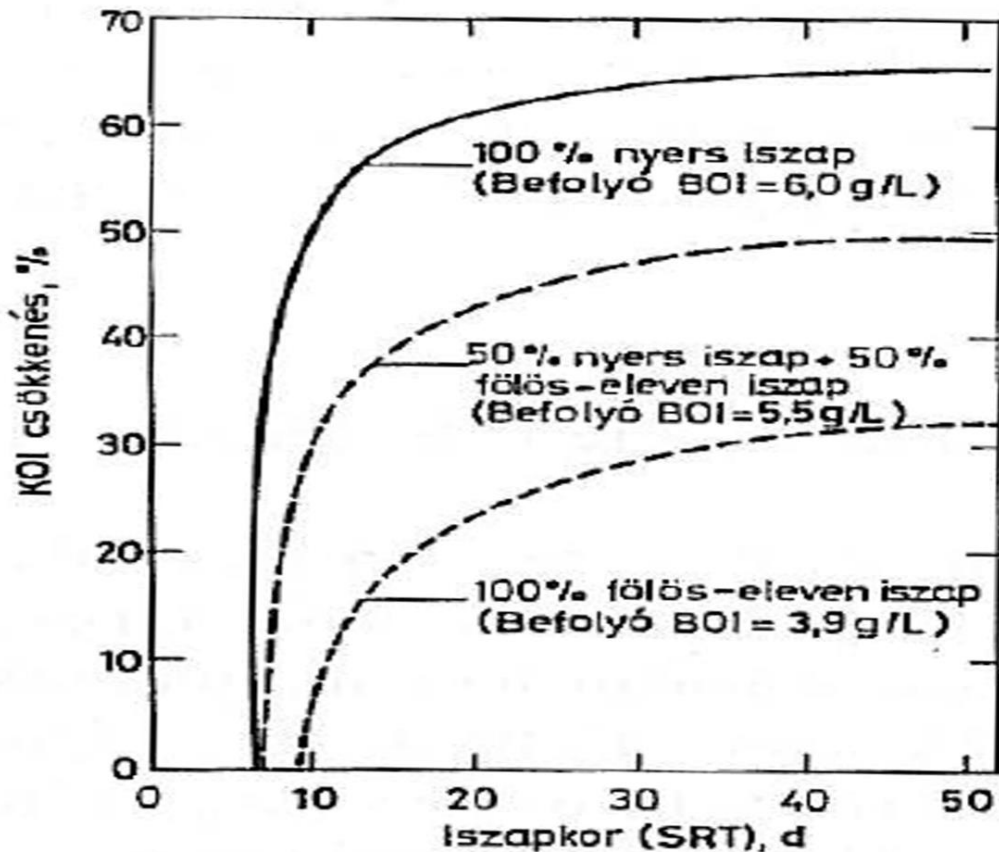
mezofil rothasztásnál. Ezeknek a szerves anyagoknak a fajlagos energiatartalma is nagyobb, mint a szekunder iszap szerves anyagáé (Oláh, J. és Princz, P. 1989; Grady et al., 1999; Öllös et al, 2010).

17.4 Az anaerob szennyvíziszap rothasztás kialakulása, fejlődése évtizedeinkben

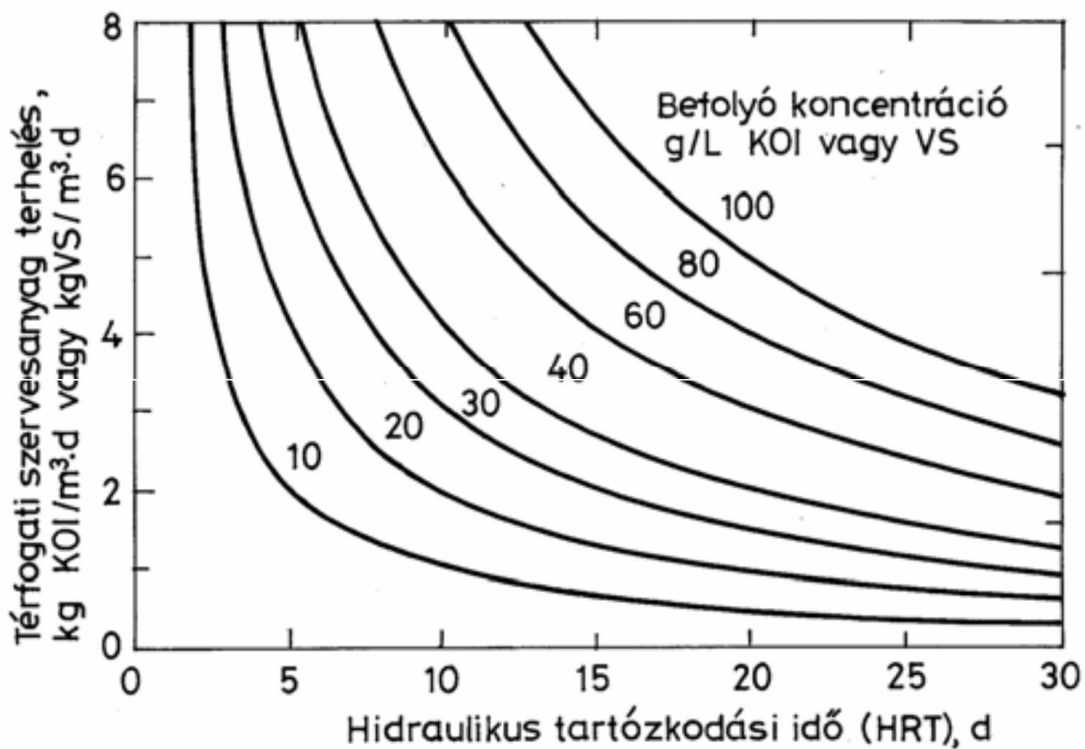
Az iszapok rothasztása azonban a kezdetekkor nem az energiatartalmuk, hanem egyszerűen a mennyiségük, s további fertőzésveszélyük, szaghatásuk miatt alakult ki. Az iszaprothasztásnak napjainkban ezeken túl több más oka is van. Elsődleges persze talán ma is az iszap mennyiségének csökkentése. A rothasztás biztosít némi fertőtlenítést is, illetőleg jelentősen csökkenti a maradéknak a rothadó képességét, s a rothadással együtt jelentkező szaghatását. Fontos alapszabály, hogy a rothasztásnál metánná és széndioxiddá alakuló szerves anyagok minden kg KOI-jéből 0,33 Nm³ metán keletkezik (Kárpáti, 2016). Mivel a biogáz metán tartalma megfelelő rothasztásnál annak mintegy a 2/3-a, a fajlagos biogázhozam a metánhozam másfélszerese. Ez a fajlagos mennyiség azonban csak az elbomló szerves anyagokból, tehát a KOI csökkenésből lesz. Az iszap zsír, fehérje és szénhidrátjainak elbomlása, biogázának a metán tartalma viszont eltérő.

A szekunder iszap KOI-jének csak mintegy a 25 %-a, míg a primer iszapénak kicsit több, mint 60 %-a alakul biogázzá 25 napos rothasztási idő (HRT) mellett (69. ábra A része)

Ha 3 % szerves anyag tartalmú szennyvíziszapot rothasztanak 15-20 napos tartózkodási idővel, a rothasztó fajlagos szerves anyag terhelése 1,5-2 kg VS /m³d között lesz, s várhatóan a gázhozama 0,65-0,67 m³/kg betáplált szerves anyag körül alakulhat. Ha a gázhozamból visszaszámolunk annak a metán tartalmára úgy 65 % metán tartalommal, a fenti értékek 2/3 részét kaphatjuk, tehát 0,42 m³ metán /kg betáplált szerves anyag fajlagost. Mivel egy kg betáplált szerves anyag KOI-ben közelítőleg 1,5 kg KOI/kg szerves anyag, a teljes elbomlásánál ennyiszor 0,33 m³, azaz közel 0,50 m³/kg szerves anyagnak megfelelő mennyiségű metán kellene, hogy keletkezzen. A diagram némi pontatlanságát mutatja, hogy a fajlagos KOI és szerves anyag terhelést azonosnak veszi.



A



B

69. ábra A szennyvíziszap rothasztás jellemző összefüggései (Grady et al., 1999).

A Primer és szekunder szennyvíziszap és keverékük szerves anyagának a várható csökkenése mezofil iszaprothasztásnál az iszapkor függvényében

B A lakossági szennyvíziszap anaerob rothasztásának a fajlagos szerves anyag terhelés, tartózkodási idő és a betáplált iszapkoncentráció közötti összefüggése.

Dr. Kárpáti Árpád Szennyvíztisztítás a XXI. század elején

Természetesen az anaerob iszaprothasztás fejlesztése nem állt meg a múlt század hatvanas éveinek szintjén, amikor még belső keverést sem igen alkalmaztak az egyébként is kis számban kiépített rothasztókban. Időközben tisztázódott, hogy a rothadás folyamatainak a részleges szétválasztása (sorba kötött egységekben történő rothasztás, kigázosítás) kedvező lehet a térfogati teljesítményre, illetőleg a kirothadás mértékére is. Ezzel egyidejűleg a rothasztás hőmérséklete emelésének a még kedvezőbb hatása is bebizonyosodott, bár a termofil rothasztásnak vannak kedvezőtlen hatásai is. A legnagyobb gondja talán a jobb kirothadás miatt fokozottan keletkező illó sav és ammónium hatása, no meg a megfelelő termosztálás fokozott berendezés és energiaigénye. Óriási előnye ugyanakkor a rothasztott iszap megfelelő fertőtlenítése, s kedvezőtlen szerves szennyezőinek a nagyobb mértékű lebontása.

Mindezek ellenére az így rothasztott lakossági szennyvíziszapok a tovább feldolgozás és elhelyezés/hasznosítás tekintetében nem élveznek különösebb előnyt. Mindegyik iszapot vagy injektálni, vagy komposztálni, vagy égetni kell. Az iszap újrafelhasználását korlátozó nehézfém tartalom az iszap szerves anyaga csökkentésével növekszik, amiért is a jelenlegi előírásokat csak nagy nehézségek árán tudja biztosítani. Kedvező erre a komposztálás ilyen vonatkozású hígító hatása. Sajnos a komposzt talajtápanyag értékét a mezőgazdasági termelők nem érzékelik kellően, így az még ma is elsősorban rekultivációs céllal kerül felhasználásra. Legnagyobb kár ebben a tekintetben a Budapesten keletkező rothasztott, majd komposztált szennyvíziszapok Mátrai Erőműben történő elégetése. A hazai lakossági szennyvíziszapunknak ez a hányada így jelenleg minimálisan hasznosul.

Az iszaprothasztásnál ugyanakkor egyértelműen az iszaptól kinyerhető energia a meghatározó tényező. Ez az energia csak úgy növelhető, ha az iszap átalakításának a mértékét lehet valamiképpen növelni. Ez a rothasztás hőmérsékletének és időtartamának emelésével lehetséges. Alkalmask mellettük még arra a különböző mechanikus, termikus, kémiai, biológiai előkezelések, melyek feladata minden esetben a sejtközi állomány hozzáférhetőbbé tétele, a sejtfalanyagok és extracelluláris polimerek (EPS), poliszacharidok megfelelő dezintegrálása, aprítása. Ezekkel a fajlagos gázkihozatal jelentősen növelhető, de egyáltalán nem biztos, hogy a költségük az energia kihozatal oldaláról megtérül.

Egyszerűbb lehetőség erre valamilyen könnyen fermentálható külső tápanyag (szubsztrát) bevitele a rothasztóba, úgynevezett együttrothasztás alkalmazása (Boe et al., 2010; Koch, et al., 2016; Kim et al., 2017). Ilyen anyagok lehetnek a lényegesen kevesebb inert anyaggal keletkező különböző zsír, fehérje és szénhidrát tartalmú élelmiszer-termelési, vagy felhasználási hulladékok. Közülük a zsír a legnagyobb energiatartalmú, vagy metánhozam növelő anyag, míg a másik kettő azének mintegy a fele, hiszen a zsírénak fele nagyságú energiatartalmú szerves anyagok. Lebonthatóságuk sebessége tekintetében kis molekulatömegű szénhidrátok, a cukrok a legkedvezőbbek. Ez azonban nincs is a szennyvíziszapban, csakis egyéb „hulladékként” kerülhet a rothasztóba. Ilyen esetben a lökésszerű terhelésük a gyors ecetsavvá alakulás révén hirtelen lesavanyodást okozhat, ami a metanizáció befékezését vonhatja maga után a termelődő gáz széndioxid tartalmának az egyidejű emelkedésével. Megjegyzendő ugyanakkor, hogy a cellulóz lebontása igen lassú, míg a lignin gyakorlatilag lebonthatatlan.

Elég jó a bonthatóság tekintetében a szennyvíztisztítás mikroorganizmusainak a szennyvíziszapba kerülő extracelluláris terméke (EPS), poliszacharidja is. Talán részben igaz ez a hasonlóan jelentkező sejtfalanyagokra is. Egyébként mindegyikük tartalmaz nitrogénvegyületeket is. A rothasztásra kerülő vegyes iszapban ugyanakkor talán mégis az élő sejtek sejtközi állományának a fehérje tartalma a legnagyobb hányadú. Ennek a hidrolízise, fermentálhatóvá válása közepes sebességű. A zsírok és nagyobb molekulatömegű, említett szénhidrátok a hidrolizáló mikroorganizmusok exoenzimjeinek hatására aprózódnak, válnak a fermentálható, a savképzők részére igazán hozzáfélhetőkké, átalakíthatóvá. A zsírok ugyanakkor a glicerin észter megbontása után béta-oxidációval rövidülnek, s válnak hasonlóan a savtermelők alapanyagává (Öllös et al., 2010; Koch et al. 2015).

A primer és szekunder iszapok keverékében a zsírok, szénhidrátok, fehérjék arányát mint láthattuk a korábbi adatokból, igen széles tartományokkal jellemzik, ami az alapanyag és a technológia változatossága miatt érthető is. A szennyvíziszapnak valamennyi komponenséből a rothasztásnál metán keletkezik, de eltérő sebességgel és hozammal. Talán legfontosabb közülük a fehérje, hiszen a nitrogénje nélkül az anaerob mikroorganizmusok sem tudnak szaporodni. Nagy mennyisége ugyanakkor a szaporodást már zavarja, különösen, ha a pH megnövekedésekor szabad ammóniává alakul, s a sejtekbe jutva mérgez. Emellett fontos, hogy a fehérje lebomlásakor keletkező gáz metánhányada (80 %) messze nagyobb, mint a szénhidrátoknál (50 %) illetőleg a

zsíroknál (70 %). A fehérjék lebomlásának további problémája azonban, hogy annak során felületaktív hatású lipoproteinek keletkeznek, amelyek túlzott koncentrációban a rothasztó habzását is eredményezhetik. A fehérjék lebomlása ugyanakkor elég lassú és eléggé korlátozott (50 % körüli).

A zsírok, olajok közepes mértékben, de lassabban bomlanak, ami azért szerencsés, mert a hosszabb szénláncú szerves savak keletkezését, felhalmozódása így nem veszélyes. A lakossági szennyvíziszapok rothasztásánál nem is szokott a zsírtartalom gondot okozni, ellenben ha külső forrásból lökésszerűen nagy mennyiségben jut az a rothasztóba, a hosszú szénláncú zsírsavak (átmeneti termék) koncentrációjának a megemelkedése befékezheti a metanizációt. Ilyenkor a legjobb a betáplálás leállítása, s a rendszer jó átkeverése (lehetőség szerinti hígítása a már kirothasztott iszappal, ha ilyen rendelkezésre áll).

17.5 A lakossági szennyvíziszapok komponenseinek lebomlása a rothasztás során

A lakossági szennyvíziszapokba kerülő anyagokat a mezőgazdasági hasznosítás oldaláról vizsgálva mindig a növényi tápanyagtartalom (N és P) behatárolása az elsődleges szempont. Így kihelyezésük korlátja sem azok fő komponenseinek (fehérje, zsír, szénhidrát) megoszlása, hanem a növények N-tápanyag ellátása és egyidejű védelme a nehézfémek túladagolásától (Kárpáti, 2017). Mellettük az iszapba kerülő, nehezen, vagy alig lebomló, káros szénhidrogének, háztartási vegyszerek, növényvédő-szerek, gyógyszerek kimutatása, mennyiségi korlátozása preferált napjainkban a lakosság tápanyag minőségének a biztosítása érdekében. Más kérdés, hogy a tápanyagaink összetételére, ilyen vonatkozású szennyezettségére ugyanakkor nem fordítunk kellő figyelmet, hasonlóan a környezet, természet védelmének a nagyobb természeti ciklusokon keresztül jelentkező károsításaihoz (oxigéntermelő képesség csökkenése a pálmaolaj fokozott termelésével).

Ha a szennyvíziszapjainkat elsődlegesen biometanizációs alapanyagként tekintjük, a legfontosabb kérdés azok főbb lebontható szerves anyagainak, komponenseinek a behatárolása kellene, legyen. A mai gyakorlatban erre talán azért nem fordítanak különösebben figyelmet, mert a lakossági szennyvíziszapokban ezek koncentrációja kellően stabil, s kisebb mértékű változása is csak az egyes tisztítók között várható a tisztítóba településenként

eltérő részarányban érkező ipari terhelés következtében. Gondot jelent persze a meghatározásuknál a fehérje, zsír és szénhidrát tartalom sokfélesége, s mennyiségük bonyolultabb mérési lehetősége is. A zsír általában hexános extrakcióval határozható meg, aminek az oldószere az egészségre káros hatású. Mérése egyébként a minták beszárítását kivéve, elég biztonságos. A fehérjék összességét folyadékból, vagy híg emulzióból lehet mérni a TN méréssel, vagy drágább berendezéssel C, H, N tartalom meghatározásával. Az utóbbit sem igen mérik a vízművek laboratóriumai a műszer és mérés költsége miatt, pedig erre már van megfelelő lehetőség (Nguyen et al., 2015).

A rothasztás folyamatos üzembiztonságát a rothasztásnál keletkező közti termékek egyenletes keletkezési, majd továbbalakulási sebessége biztosítja. Ehhez elengedhetetlen az átalakításokat végző mikroorganizmusok közel állandó környezete (tápanyag összetétel, homogenitás, hőmérséklet), egyenletes munkájuk, s az ezekhez szükséges műszaki kialakítás, kiépítés, továbbá a folyamatos üzemvitel ellenőrzés, s szükség szerinti szabályozás (Oláh et al., 2010).

Az iszapok egyes komponenseinek arányára a korábban számítottól lényegesen eltérő adatokat adtak meg Öllös és társai (2010):

Komponens	Fehérje %	zsír %	Szénhidrát %
Nyers iszap	21	17	57
Eleveniszap	28	28	33

Ezek az adatok korábbi külföldi vizsgálatok eredményei, melyeknél a mérések még messze nem voltak olyan pontosan, mint napjainkban. Más vizsgálatoknál a nyers iszapkeverék szerves anyagának átlagosan 13 %-a volt zsír, ami a rothasztott iszapban már 7 %-ra csökkent. Érdekes megállapítás volt, hogy az iszapok közel 25 % baktérium sejttanyagot tartalmaztak. Általánosan elfogadott, hogy ezek sejtközi állománya 80 %-ában fehérje, azonban a sejttanyag mindig csaknem azonos arányban tartalmaz extracelluláris poliszacharidot is, ami döntő hányadában szénhidrát. Speciális esetben sejten belül is történhet polibéta-hidroxivajsav (glikogén) felhalmozódás is, ami ugyancsak módosíthatja az iszapösszetételt. Az iszapösszetételt tovább bonyolítja, hogy a baktérium sejtfala mukopeptideket, poliszacharidokat, fehérjéket és lipideket is tartalmaz. A poliszacharidok között egyszerű monoszacharidok és aminocukrok is vannak. A zsírok viszont döntően a primer iszapba kerülnek (Öllös et al., 2010).

Az Öllős és társai (2010) összességében megállapították, hogy a rothasztás során a zsírtartalom 80 %-a, a fehérjéknek viszont csak 60 %-a bomlik le, alakul biogázzá. Ezzel szemben mások úgy vélik, hogy élelmiszeripari tápanyagok esetén a zsír és fehérje tartalom 70-85 %-át is bontható, kérdés azonban az ahhoz szükséges idő és környezet.

Más vizsgálatok adatai ugyanazon forrásmunkában a friss iszapkeverékre, valamint a rothasztott maradékára kicsit eltérő adatokat mutatnak. Az adatok szerint a szénhidrátok jelentős része hiányzik, ugyanakkor a zsírok és fehérjék átalakulása jellemzőnek tűnik. Ugyanez igaz a nehezen bontható szénhidrátokra, a cellulózra, hemicellulózra és a ligninre is. Az adatok szerint a zsírok nagyon jól lebomlanak biogázzá, míg a fehérjéknek csak mintegy a fele bomlik el a rothasztásnál. A szénhidrátok lebomlására vonatkozóan az adatsor egyoldalúsága miatt nem jellemző a teljes szénhidrát tartalom lebomlására. Ettől függetlenül érdekes, hogy a cellulózoknak több mint a fele bomlik, míg a lignin egyáltalán nem bomlik (12. táblázat).

12. táblázat Iszapkomponensek arányai és lebomlásának mértéke

Anyag	Friss iszap	Rothasztott iszap
Éterextrakt	32,00	3,72
Hemicellulóz	3,20	1,58
Cellulóz	3,76	1,56
Lignin	4,79	8,37
Nyers fehérje	21,12	20,68
Hamu	24,13	56,00

% (szárazanyagra vonatkoztatva)

Nyilvánvaló, hogy az egyszerűbb szénhidrátok, a keményítők és a sejtek exocelluláris poliszacharid termékei ugyancsak valamennyi maradékkal bomlanak csak el az anaerob iszaprothasztásnál, míg a kis molekulatömegű, egyszerű cukrok maradék nélkül. Más szerzőkre hivatkozva, a hazai, iszaprothasztásról készített legátfogóbb könyv (Öllős et al., 2010) a lakossági szennyvíziszap rothasztásánál a

zsírok 35 %-os, a
szénhidrátok 52 %-os s a
fehérjék 40 %-os elbomlását

véli általánosnak az átlagosan elfogadható körülmények között.

17.6 Biogáz keletkezése a különböző iszapkomponensekből – fajlagos gázhozamok

Az iszap mindegyik komponenséből annak az energiatartalmának és lebomlása mértékének megfelelően keletkezzen metán, illetőleg biogáz. Minden kg elbontott KOI-ból 0,33 Nm³ metán keletkezik (Kárpáti, 2016). Mivel a zsírok kellően energia gazdagok (36,0 MJ/kg) s jól bonthatók, a fajlagos metán termelésük igen nagy. A fehérjék alig energiadúsabbak (18,4 MJ/kg), mint a szénhidrátok (15,1 MJ/kg), lassabban is bomlanak, de sok a bontásukkor keletkező gázban a metán hányada. Az iszap egyes alkotóinak a fajlagos gázhozama ennek megfelelő (Öllös et al., 2010). A szénhidrátok közül az egyszerű cukrok jól bonthatók, az összetettebb szénhidrátok kevésbé. Kicsi, mintegy 50 % ezen túl esetükben a keletkező biogáz metán hányada, ami rothasztásra történő felhasználásukat elég kérdésessé teheti. A könnyen bontható szénhidrátokból ugyanakkor igen gyorsan keletkeznek illó savak, ecetsav, ami a rothasztó pH-ját ugrásszerűen csökkentheti, ezzel befékezheti a metanizálókat, megnövelve a gáz keletkezésének sebességét, de növelve annak a széndioxid tartalmát is.

13. táblázat Szennyvíziszap komponensek fajlagos energiatartalma és gázhozama

Vegyületek	Tömegfajlagos KOI kg KOI/kg anyag	Lebontott anyag gázhozama	Biogáz metán tartalma	Fajlagos CH ₄ hozam
Mértékegység	kg KOI/kg anyag	Nm ³ /kg	Térf %	Nm ³ /kg
Zsír	3,2	1,25	68	0,86
Fehérje	1,7	0,70	71	0,50
Szénhidrát	1,1	0,79	50	0,40

Természetesen az iszapok bontásánál az elméletileg számolható biogáz összetételtől gyengébb összetételek is előfordulnak, ami a bontás körülményeinek a következménye. Ez elsősorban a metanizálók valamilyen gátlásának lehet a következménye, ami illó savaktól és ammóniától is egyaránt előfordulhat. Ennek megfelelően a gázösszetétel, pontosabban annak a változása mindig fontos jelzője bármiféle alapanyag mellett is a rothasztás folyamatainak.

Mindezek alapján összességében az állapítható meg, hogy a rothasztást energia gazdag alapanyagokkal célszerű végezni. Ilyenek a nagyobb zsír és fehérje

tartalmú iszapok, valamint az ezeket nagy részarányban tartalmazó segédanyagok. A segédanyag nélküli iszaprothasztás gáza 60-70 % metánt és 25-30 % széndioxidot tartalmaz. Fűtőértéke 21-25 MJ/m³. Fajlagos gázhozamait többféle formában is becsülhetjük, jellemezhetjük:

0,5-0,75 m³/kg betáplált szerves anyag
0,75-1,12 m³/kg lebontott szerves anyag

Az adott tartományokon belüli változás éppen az alapanyag minősége, energiatartalma miatt áll fenn. Közelítőleg mindig számolható valamely szerves anyag biogáz hozama azok tömeg-fajlagos KOI-jéből is a lebontás mértékének s a KOI-nek a fajlagos metánhozama ismeretében. Az előbbieket zsírnál az előző táblázatban is megadott 2,8-3,2, fehérjénél 1,7-2,2, szénhidrátánál 1,1 kg KOI/kg anyag, míg a KOI-nek a fajlagos metánhozama 0,33 m³/kg KOI. A fentebb részletezett lebontások mértékét természetesen figyelembe kell venni (Cook et al, 2017).

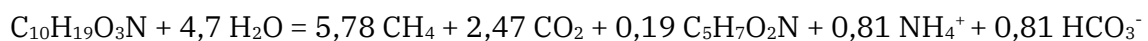
17.7 Az iszap lebontási, gáztermelési folyamatai és sebességeik

A szennyvíziszap zsír, fehérje és szénhidrát tartalmának az anaerob lebontását, biogázzá alakítását többféle baktériumcsoport végzi. Szaporodásuk szempontjából a tápanyag, tehát a mindenkori iszap összetétele talán a legfontosabb tényező. Szaporodásukhoz a szénforráson (energiahordozó megfelelő átlagos oxidációs számmal) kívül nitrogén és foszfor jelenléte is elengedhetetlen. Ezek a szaporodáshoz, megfelelő enzimtermeléshez meghatározó komponensek. Optimális arányaik KOI:N:P arányban kifejezve 350:7:1. A gyakorlatban azonban az 1000:7:1 arány is megfelelő (Öllös et al., 2010). Ez hasonló az aerob szaporodás tápanyagigényéhez, de az anaerob iszaphozam lényegesen kisebb ezért kell relatíve kevesebb szerves karbon a szaporodáshoz. Kénre a foszforhoz hasonló mennyiségben van szükség, de az a fehérjék kéntartalmában a redukált nitrogénhez hasonlóan bőségesen rendelkezésre áll. Nyomelemek, Fe²⁺, Ni²⁺, Zn²⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, Co²⁺, Cu²⁺, Mo²⁺, Mn²⁺ hiánya gátolja a fermentációt. Ezek azonban a kommunális szennyvíziszapban rendszerint kellő mennyiségben jelen vannak. Az intenzív anaerob szennyvíztisztításnál ezzel szemben esetenként kobalt adagolása kedvező lehet.

A nulla átlagos oxidációs számú szerves anyagot tartalmazó anyagokból (szénhidrátok) 50-50 % metán és széndioxid keletkezik. Minél kisebb a szerves

anyag oxidációs foka, annál nagyobb az energiatartalma, s a metán tartalom a keletkező biogázban. A metánban a szén oxidációs száma -4.

Mc Carthy (1974) az átlagos szennyvíziszap szerves anyagának megfelelően írt fel az anaerob bomlására stöchiometrikus összefüggést, melyből a gázképződés egyenletét is pontosítja. Abból a korábban bemutatott fajlagosoknak közel megfelelő értékek vezethetők le. Számítása szerint az átlagos szennyvíziszapra ($C_{10}H_{19}O_3N$), ha a tartózkodási-időt 20 naposnak és a mikroba-pusztulás sebességét $0,03\text{ d}^{-1}$ -nak veszi, az átalakítást leíró sztöchiometriai egyenlet a következőképpen alakul:



Azaz egy "mólnyi" (20l g) iszapból 5,78 mól (129 dm^3) metán, 21,5 g baktérium és 40,5 g hidrogén-karbonát lúgosság (CaCO_3 -ban kifejezve) keletkezik. A gázban a metántartalom az egyenlet alapján 70 %-os, ami jó egyezésben van a tapasztalati 65–70 % biogáz metán tartalommal. Az összefüggések természetesen csak közelítő jellegűek, hiszen a gáz metántartalma nem kizárólag a nyersanyag oxidációs fokának függvénye, hanem pl. a szén-dioxid telítési viszonyaitól és a kialakult mikrobiótától (baktérium populáció) is függ.

Ha a Mc Carthy (1974) által javasolt egyenletet az átalakított iszap szerves anyag, s a terméként maradó szerves anyag oldaláról vizsgáljuk, megállapítható, hogy 201 g szerves anyag rothasztásának a maradéka $0,19 \times 113 = 21,5$ g szerves anyag. Ez mintegy 10 % maradék, s egyben 90 %-os lebontást is jelent. Ez közelítőleg a szerves széntartalomra is igaz. A gyakorlatban ezzel szemben szerves anyag lebontására ritkán feltételezhető ilyen mértékkel, illetőleg a lebontás eredményeként keletkező biomassza, vagy sejtanyag is nagyobbra feltételezhető ennél. Legalább is a lakossági szennyvíziszapoknál, amire Mc Carthy (1974) az egyenletet javasolta. A szerves anyagokban, elsősorban zsírban és fehérjében gazdag segédanyagok lebontására ténylegesen mérnek úgy 80–85 %-ot, de a 90 a lakossági szennyvíziszapra semmiképpen nem fogadható el.

A gázban tehát 65–70 % metán várható. Ismét hangsúlyozni kell azonban a zsír, szénhidrát és fehérje eltérő biogáz termelését is a lebontásuk mértékén túl (14. táblázat) (Öllös et al., 2010).

14. táblázat Zsír/fehérje / szénhidrát gáztermelése az anaerob rothasztáskor

Tápanyag	Elméleti gáztermelés (m ³ /kg szerves anyag)		Gázösszetétel (%)	
	biogáz	metán	CH ₄	CO ₂
Zsír	1,44	1,04	72	28
Fehérje	0,58	0,44	84	16
Szénhidrát	0,75	0,37	50	50

Sajnos, nincs ismeret arról sem, hogy a primer és szekunder iszapok keverékben levő, fehérjéknek minősített komponensekből melyek bomlanak el a rothasztás során, s melyek maradnak eredeti, vagy módosított, de továbbra is szilárd, N-tartalmú vegyületként az iszapmaradékban. Nem ismeretes tehát, hogy a fehérjék erősen felületaktív komponensei, valamint a feltehetően kevésbé felületaktív nitrogén tartalmú poliszacharidok milyen mértékben bomlanak az anaerob rothasztásnál. Feltételezhetjük azonban, hogy a rothasztókba bevitt nitrogén tartalmú szerves vegyületeknek mintegy fele bomlik le, s kerül a nitrogénje ammóniumként a vízfázisba. Az átlagos lebomlás az iszap szerves anyagára viszont inkább csak 45 %. Ekkor pedig a primer és szekunder iszap keverékének a 30 % kiindulási inert tartalmával számolva a rothasztott iszapban az inert és a szerves anyag részaránya 30:38,5 lesz. Ez azt jelenti, hogy a rothasztott iszap izzítási vesztesége 56,2 % körüli kell, legyen. Ez általában inkább 60 % körül van, de a kis eltéréstől esetlegesen eltekinthetünk. Nyilván 45 %-nál is kevesebb a szerves anyag elbomló hányada, ami jól egyezik a gyakorlatban mért gázhozamokkal is.

Nagyon fontos megjegyezni, hogy a bár a zsírok jól bonthatók az anaerob rothasztókban, először a hidrolizálók azokat zsírsavakká alakítják majd azokból a savtermelők a metántermelők számára hozzáférhető szubsztrátot termelnek. Ez a szerves anyagok több lépcsőben ecetsavvá történő alakítását jelenti, melynek során hosszabb szénláncú zsírsavak, végül propionsav, vajsav is termelődhet. Ez utóbbiak felhalmozódása vezethet a metanizálók már említett lemérgeződéséhez, befékezéséhez.

Az ecetsav termelése a szénhidrátokból nem okoz ilyen problémát, csak esetleges pH csökkenést a túlterhelésekor. A termelődő savakat egyébként a metanizáció felemészti. Gondot okozhat viszont a gáz túlzott széndioxid tartalmának a hatása, elnyelődése a vízfázisban. Savanyító hatását szerencsére a keletkező ammónium pufferolja. Ha azonban túlzott ammónium-termelésnél a rendszer pH-ja éppen a túlzott ammónium termelés miatt emelkedik meg, az

kedvezőtlen ammónia felszabadulást, s azzal ammónia-toxicitás okozhat, melyet már korábban már említettem.

Mindezeknek a rendszerdinamikai problémáknak az oka az anaerob folyamatokban részt vevő mikroorganizmusok eltérő szaporodási sebessége, s ezzel eltérő tápanyag átalakítási sebessége okozza. Mucsy adatai alapján (1993) a savtermelő baktériumok generációs ideje 1-1,5 nap, az acetogéneké 3,5 nap, míg a metanogéneké 5-15 nap tartományba esik. A zsírbontóknál még ennél is hosszabb idő kell a megfelelő szaporodáshoz, lebontáshoz (akár 80 nap is). A fermentáló (savtermelő) baktériumok rövidebb generációs idejének megfelelően a hidrolízishez, és erjesztéshez csak 1/5 – 1/10-ét igénylik annak az időnek, amennyi a lassúbb szaporodású metántermelők munkájához kell. Ennek megfelelően egy kevert anaerob rothasztóban időben a fenti fajok közötti egyensúly a mindenkori tápanyagellátásnak megfelelően kerül dinamikus egyensúlyba. A teljes folyamat sebességét természetesen a leglassúbb részfolyamat sebessége szabja meg. Ez pedig a metanogének végezte utolsó lépés lesz.

Összefoglalóan megállapítható, hogy az anaerob iszaprothasztás hatásfokának növeléséhez, optimalizálásához, üzembiztonságának garantálásához a tápanyagbevitel optimalizálásán túl, a környezet állandóságának biztosítása (hőmérséklet, felületaktív komponensek stabilizálása, pH, lúgosság, sav és ammónium koncentráció, köztitermék homogenitásának biztosítása megfelelő keveréssel, biztonságos gázelvétel) nagyon fontos tényezők. Igen valószínűsíthető, hogy minden rothasztó jellegét meghatározza az abba betáplált tápanyag, s azzal a rajta kifejlődő mikroorganizmus együttes, valamint a T, az relatív iszapterhelés (HRT és iszapkor), a rothasztó kialakításának jellege és keverése.

Ezzel együtt az is megállapítást nyert, hogy a kirothasztott iszapok még sok bontható szerves anyagot tartalmaznak. Ez lehet annak is a következménye, hogy az intenzíven kevert reaktorokban folyamatos iszapbetáplálás esetén az elvett iszap a rövidzár miatt még le nem bontott anyagokat is tartalmaz. A rothasztott lakossági szennyvíziszap szerves anyag tartalmának csökkentésére, stabilizálására alkalmas az azt követő komposztálás.

17.7.1 Közti és végtermékek keletkezésének dinamikája, időszakos toxicitások.

Érdekes tapasztalat, hogy a mezofil tartományban az iszaprothasztás kevésbé érzékeny a hőmérséklet ingadozására, mint a termofilben. Ez a két hőmérsékleten szaporodó metanogén mikroorganizmusok eltérő sejthozamának lehet a következménye. A gázhozam is közel hasonló, de a lebontás sebessége a nagyobb hőmérsékleten nagyobb, tehát a rothasztáshoz kevesebb idő is elégséges. A 6,8 kg szerves anyag/m³xd terhelést szokták tekinteni a nagy terhelésű mezofil lakossági szennyvíziszap rothasztás felső terhelési határának (Öllös et al., 2010). A gondot azonban egyértelműen a nagyobb tisztítók üzemeltetésénél nyilvánvalóan a méretnövelés hatása okozza. A nagy reaktorterek megfelelő átkeverése. A később bemutatásra kerülő, ilyen terhelés közelében üzemelő hazai iszaprothasztónknál ezzel szemben talán nem is az volt gond, hanem a túlzott fehérje terhelés hatására jelentkező igen nagymértékű felhabzás. Ott a fehérje ilyen hatása annak ellenére kritikussá vált, hogy nem rendelkeztek gázzal történő átkeveréssel, csak mechanikus keveréssel és habtöréssel. Sajnos ilyen megoldásnál viszont a keverőkre felrakódó, filcelődő anyagok okozhat komoly üzemeltetési problémákat. A rothasztóba kerülő iszap előszűrése ezért egyértelműen ajánlható.

A szerves anyag lebontás első lépcsője, a hidrolízis. Mindegyik felsorolt tápanyagtípus hidrolízise bekövetkezik hosszabb-rövidebb idő alatt a különböző környezeti viszonyok mellett is. Sebességük a tápanyag típustól és a mindenkori környezettől is függ. Az aerob szennyvíztisztításnál Henze és társai (1991) kimérték a fehérjék hidrolízisének a sebességét aerob/anoxikus/anaerob rendszerben is, de hasonló adatokat kaptak Koch és társai is jóval később (2015). Anaerob környezetben sebessége csak felének adódott, mint aerobban, 0,06 g NH₄-N/g TKNxd értéknek. Ettől függetlenül az anaerob reaktorokban a fehérjék hidrolízise elfogadható sebességű, ugyanakkor jelentősen korlátozott mértékű. Csak a fehérjék durván fele bomlik le. A keletkező ammónium hatásáról már említés történt. Kritikus a hatására a rendszer mindenkori pH-jára is, amit a lúgossággal éppen az ammónium stabilizál. Sajnos a fehérjék számos bomlásterméke, mint a kéntartalmú aminosavak, vagy aromás aminosavak is erősen mérgezők a metanizálókra. A hidrolízist ugyanakkor maximálni kell, mert a szerves anyagok teljes lebontásának a sebességét, mint a metanizálás mellett a másik leglassúbb lépcső nagymértékben meghatározzák. A zsírok hidrolízise valamivel gyorsabb mint a fehérjéké, a keményítőké pedig

az még gyorsabb. Az egyszerűbb cukrok hidrolízis nélkül alakulnak az acetogének, ecetsavképzők révén ecetsavvá.

A hidrolízist egyébként a savképzés követi. Ebben a tekintetben zsírsavak és a cellulóz lebontása is vezethet nagy molekulatömegű illó savak (LCFA) keletkezéséhez, melyek ugyancsak károsak a metanogénekre. Mivel ez is említésre került már, itt nem részletezzük. Fontos ugyanakkor a szerves anyag C:N aránya, hiszen ez befolyásolja az egyes tápanyagok részarányával a rothadás ammónium és lúgosság termelését. Erre a 16:1 arányt találták a legmegfelelőbbnek, de a rothasztás ettől eltérő arányok mellett is lehet még biztonságos. A térfogati szerves anyag terhelés is szükségszerűen befolyásolja a rendszerben kialakuló ammónium koncentrációját és a lúgosság értékét. Mindegyik nő a fajlagos szerves anyag terhelés növelésével. Általános a toxicitás elkerülésére napjainkban a pH, összes illó sav, a gáztermelés sebességének és a gáz összetételének az ellenőrzése (Boe et al, 2010; Astals et al., 2014, Cook et al., 2017, Kim et al., 2017).

17.7.2 Homogenizálás, keverés és az iszapterhelés hatása a rothasztásnál

A korábbiakból már egyértelmű, hogy a szerves anyagok anaerob lebontása, metanizálása során keletkező köztitermékek bizonyos koncentrációk felett mérgezőek a részfolyamatokat végző mikroorganizmusokra, s közülük is az arra legérzékenyebb metanogénekre. Az is kiderült már korábban, hogy míg a hidrolízis és savképzés alacsonyabb hőmérsékleten (35 °C körül) megy optimális sebességgel, a metanogének 5-7 fokkal magasabb hőmérsékletek tudnak maximális sebességű átalakítást végezni. A hőmérséklet, illetőleg annak ingadozása ezért is zavaró a rendszer dinamikus egyensúlya tekintetében. Nyilvánvaló, hogy a keverés, homogenizálás a környezeti paraméterek változásának a minimalizálásával a folyamatok együttesének a stabilitása irányában hat, ami persze nem szükségszerűen optimum. Ez azt is érzékeltetik, hogy a rothasztás elég széles hőmérséklet és szerves anyag terhelés tartományban stabilis lehet, ami persze egyáltalán nem jelent maximális szerves anyag lebontást és biogáz és metántermelést.

Fontos tehát az anaerob rothasztó adott hőmérsékleten történő minél egyenletesebb átkeverése, illetőleg a rothasztás hőmérsékletének is a lehető legjobb stabilizálása. Ezekon túl igaz ez a rothasztó szerves anyag terhelésére is,

hiszen annak megfelelően növekszik a rothasztóban a lebontás végtermékeinek a koncentrációja (ammónium, lúgosság, oldott sók és fémek), valamint a részfolyamatok során keletkező átmeneti termékek esetleges felhalmozódása is. Az utóbbiak elkerülését éppen a részfolyamatok zavartalan egymás utánisága, egyenletes teljesítménye garantálhatja. Az utóbbinak a fajlagos szerves anyag terheléssel növekedni is kell, ha az iszap, illetőleg a benne levő mikroorganizmus tömeg növelésével egyébként nem lehet azt megfelelően kompenzálni. Különösen igaz lehet ez a lakossági szennyvíziszap és nagy szerves anyag koncentrációjú, jól bontható segédanyagok együttrothasztása esetén, amikor a lebontás mértéke a segédanyag jó bonthatósága eredményeként jelentősen növekedhet.

A homogenizálást a rothasztókban valamilyen keveréssel kell biztosítani. Erre alkalmas lehet megfelelő cirkulációs iszapárammal történő keverés, esetleg gáz recirkulációval az iszapon keresztül, vagy beépített mechanikus keverőkkel történő keverés. A külső recirkuláltatással történő keverés egyidejűleg a rothasztóba táplálendő friss nyersanyag megfelelő előmelegítését, elkeverését is szolgálja. Ekkor nyilvánvaló, hogy az ahhoz beépítésre kerülő hőcserélőben a recirkuláltatott iszap a tartályban levőnél nagyobb hőmérsékletre melegszik. Ezt a folyadékáramot azután minél gyorsabban és egyenletesebben el kell keverni a teljes rothasztóban. Általánosan érvényes, hogy ilyen keverésnél a teljes rothasztó térfogatát naponta 3-6-szorosan át kell forgatni a recirkulációs, vagy hőcserélő ágon keresztül. Ezt minél nagyobb árammal célszerű végezni a minél kisebb iszapoldali hőmérséklet emelkedés és szükségszerű lerakódás csökkentése érdekében. Ugyanakkor a rothasztó hosszabb távú üzemállandóságának érdekében célszerű az iszap hőmérsékletét kellően stabilizálni (lehetőleg egy fokon belül).

A mezofil rothasztók esetében a lassú homogenizálás, vagy átkeverés a rothasztókban az iszap komponenseinek a fajsúly és méret szerinti szeparációját is eredményezheti. A keverésnek ezt a lehetőséget is minimalizálni kell. Az iszap szeparációja egyidejűleg a rothasztóban keletkező gázbuborékok flotáló hatása miatt is létrejöhet. Az egyes szennyező komponensek eltérő hidrofóbitása, felületaktív anyagok hatása eredményezheti ezt. Ha egy rothasztó külső recirkulációs keverése elégtelen, könnyen kialakulhat abban több méteres vastagságú úszó iszapfázis is, melyben a keverés még kevésbé működik. Ez lokális egyensúlyi zavarokhoz vezethet. Szerencsésebbek ezért a rothasztóba benyúló, vagy abban telepített mechanikus keverők. Ezek nem csak a mélyebb rétegek megfelelő keverését, függőleges

átmozgatását is biztosítják, de a rothasztó felszínén kialakuló hab letörésére, visszakeverésére is alkalmasak.

Oláh és társai (2016) szerint a Dél-Pesti rothasztó-üzemeltetési tapasztalatok azt mutatják, hogy a leggyakoribb, üzemeltetési gondot a szennyvíziszapokban alapvetően jelen lévő szálas anyagok (hajszál, szőrzet, textil rostok) okozzák. A mechanikusan kevert rothasztókban történő örvénylő mozgás hatására az egyedi szálak összecsomósodnak a mikroorganizmus pelyheket és jelen lévő szemcsés anyagokat kiszűrve tömör, filcszerű, a nyíróhatásoknak rendkívül ellenálló "kóc-csomagok" képződnek, amelyek a csővezetékek kanyarulataiban, szűkületeiben, a szivattyúk járókerekein felhalmozódva komoly dugulásokat okoznak. Ezt csökkentheti a rothasztóba kerülő szennyvíziszap már említett előszűrése.

A rothasztókba történő nyers iszap betáplálás lehet folyamatos, de lehet ciklikus is. A ciklusidejét megfelelően kell megválasztani, hiszen a ciklikus betáplálása esetében a rothasztó baktérium populációját „sokk-szerű” terhelés éri és így a populáció valamelyest ciklikusan váltakozó környezetnek lesz kitéve, amihez folyamatosan ugyanígy adaptálódnia kell. Ez rontja a lebontási hatásfokot. Előzetes nyersiszap puffertárolás nélkül a rothasztóba betáplált tápanyagban esetleg jelenlévő gátló, vagy toxikus anyagok a baktérium kultúrára is nagyobb koncentrációkban hatnak, a mérgezésre a homogenizálás „tompító” hatása kevésbé érvényesül.

Hasonló gondot okozhat a mezofil rothasztóknál esetenként a fonalas baktériumok túlzott elszaporodása is. Ezek kritikus esetben az iszap habzási hajlamát növelik, párosulva a jelenlévő szintetikus detergenssek, olajok, zsírok, fehérjék, polimerek, növényi gyanták erősítő hatásával. Ez a jelenség elsősorban a rothasztó gáza elvételénél jelenthet komolyabb problémát (Kárpáti, 2002). Ma már ezek elkerülésére megfelelő mechanikus habszeparátorok, vízpermetező rendszerek beépítésére is sor kerülhet a rothasztókba.

Fontos ezeken túl azt is megjegyezni, hogy a rothasztás mértéke a rothasztóból elvételre kerülő iszap vízteleníthetőségére is hatással van. Ezt azonban hasonlóan magához a rothasztáshoz zavarhatják a szennyvíziszapba kerülő segédvegyeszeres is, melyeket elsődlegesen a főági tisztításnál, majd a következő lépésben a rothasztás előtt adnak az iszaphoz a rothasztásnál keletkező kénhidrogén megkötésére. A rothasztásnál a kedvezőtlen hatása ennek a vegyszeres kezelésnek, hogy az iszap kolloidális fehérje és zsírtartalmával

kölcsönhatásba lépve azok kémiai koagulációját eredményezi, rontva a lebegő formájú szubsztrát vízdoldhatóságát, s így a mikroorganizmusok hozzáférését ezekhez a komponensekhez. Ezt a hatást ugyanakkor nehéz elkerülni, viszont magánál a víztelenítésnél a Fe^{3+} ionok, és hidroxidjaik hatása már talán csak kisebb mértékben érvényesül. Pontosabban megfelelő polielektrolittal kellőképpen kompenzálható.

A rothasztók építési költségeinek csökkentésére napjainkban már döntően egylépcsős nagyterhelésű egylépcsős rothasztókat építenek, üzemeltetnek. A nagyterhelésű rothasztókat általában 15 – 20 nap tartózkodási-időre, 3–8 % befolyó szilárd anyag koncentrációra, 2,4–6,4 kg/m³xd szerves anyag terhelésre és a már többször megemlített mezofil (35–38 °C) üzemeltetési hőmérsékletre tervezik. Ezek az adatok üzemelési tapasztalaton alapulnak. A nagy terhelésű anaerob rothasztók esetében az egyik legfontosabb tényező mindenképpen a keverés, melynek célja ismételten összefoglalva és idézve Öllös és társai (2010) munkájából:

- a rothasztó teljes térfogatának a lehető legnagyobb mértékű hasznosíthatása,
- a nyers iszap tápanyagtartalmát a gyorsan homogenizálása a teljes rothasztó térben,
- a mikroorganizmusok és tápanyagok tökéletes kapcsolatba hozása,
- a keletkező, gátló hatású melléktermékek homogenitásának biztosítása,
- stabil pH fenntartása a pufferoló lúgosság hasonlóan homogén elosztásával,
- a reaktor egyenletes időbeni és térbeni hőmérsékletének biztosítása,
- homok és egyéb inert anyagok kiülepedésének, flotálódásának minimalizálása.

A rothasztó tartályok belsejében ezért a keveréssel törekedni kell egyidejű, vagy akár ciklikus vízszintes és függőleges irányú átkeverésre is. Ennek kell biztosítani a teljes térfogat naponta 3-6-szor történő teljes átkeverését. A keverés energiaigénye ugyanakkor csökkenthető, hiszen az üzemeltetési tapasztalatok alapján elmondható, hogy nincs szükség a reaktorok folyamatos kevertetésére. A rothasztó alakjától (hengeres, alul-felül kúppal lezárt henger, tojásdad) és méretétől függően különböző keverési módokat, illetőleg azok kombinációját alkalmazzák. Általánosan elfogadott, hogy a keverés hatékonyságának növekedésével a biológiai lebontás és biogáz képződése nő. A párhuzamosan végzett vizsgálatok igazolták, hogy a betáplált szerves anyag vonatkoztatott fajlagos gázkihozatal a keverés nélküli rothasztáséhoz képest jó keverés esetén 15-20 %-al nőhet.

17.8 Összefoglalás

A segédanyagokkal, lakossági folyékony, vagy iszapszerű hulladékokkal és egyéb élelmiszeripari hulladékokkal történő együttlrohasztás jelentős energianyereséget jelenthet a lakossági szennyvíztisztítóknak, de vigyázni kell ilyenkor a rothasztó terhelésére, a rothasztásra kerülő segédanyagok minőségére, összetételére. Túlzott fehérje és zsírterhelés is káros lehet a rothasztásra. A fehérjék túladagolása a rothasztó fokozott habzását generálhatja, míg a zsíroké a hosszú szénláncú zsírsavak koncentrációjának növekedését, s azzal metanizáció befékeződését. Mindegyik nehezen kezelhető probléma, leginkább a nyersanyag bevitel leállításával, csökkentésével orvosolható. Jól bizonyítja ezt a megfelelő keveréssel kiépített dél-pesti rothasztók jelenleg is elég nagy fajlagos terhelése, melyben azonban az ilyen hatást okozó anyagok részarányát az utóbbi években nagymértékben csökkentették.

17.9 Hivatkozások

- Astals, S., Batstone, D. J., Mata-Alvarez, J., Jensen, P. D. (2014) Identification of synergistic impacts during anaerobic co-digestion of organic wastes. *Bioresour Technol* 169:421–7.
- Batstone, D. J., Hülsen, T., Mehta, C.M., Keller, J (2015) Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. *Chemosphere* 140 (2015) 2–11.
- Batstone, D.J., Viridis, B. (2014) The role of anaerobic digestion in the emerging energy economy. *Curr. Opin. Biotechnol.* 27, 142–149.
- Boe, K., Batstone, D.J., Steyer, J.P., Angelidaki, I. (2010). State indicators for monitoring the anaerobic digestion process. *Water Res.* 44, 5973e5980. <http://dx.doi.org/0.1016/j.watres.2010.07.043>.
- Cook, S. M., Skerlos, S. J., Raskin, L., Love, N. G. (2017) A stability assessment tool for anaerobic codigestion. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.027>, *Wat. Res.* 112 (2017) 19–28.
- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács. Zs. 2014. Szennyvíztisztítás korszerű módszerei. Egyetemi jegyzet, Pannon University. Veszprém, Hungary
- Foley, J., de Haas, D., Hartley, K., Lant, P. (2010) Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water Res.* 44, 1654–1666.

- Goude, V.G. (2015) Energy and water autarky of wastewater treatment and power generation systems. *Renew. Sust. Energy Rev.* 45, 52-68.
- Grady, Jr.C.P.L., Daigger, G.T., Lim, H.C. (1999): *Biological Wastewater Treatment*, Marcel Dekker, Inc., New York Basel, 581 – 654
- Henze, M., Mladenovslij, C. (1991) Hydrolysis of particulate substrate by activated sludge under aerobic, anoxic and anaerobic conditions. *Wat. Res.* 25 No 1.
- Kárpáti, Á. (2002) Anaerob szennyvíziszap rothasztás Szennyvíziszap rothasztás és komposztálás c. Ismeretgyűjteményben, No. 6 Pannon Egyetem Környezetmérnöki Intézet, 1-18.
- Kárpáti, Á. (2016) Szennyvíztisztítás– energetika– gazdálkodás a lakosság/települések szennyvizeinek tisztításában. *Hírcsatorna* (3) 6-21.
- Kárpáti, Á. (2017) Szennyvíziszapok – újrahasznosítás – EU gyakorlat. *Hírcsatorna* (1) 20-38.
- Khandan, N., Selvaratnam, t., Pegallapati, A.K. (2014) Options for energy recovery from urban wastewaters. In: 9th Conference on Sustainable Development of Energy, Water, and Environmental Systems. SDEWES2014.0596-1.
- Kim, M., Chowdhury, M.M.I. Nakhla, G., Keleman, M. (2017) Synergism of co-digestion of food wastes with municipal wastewater treatment biosolids. *Waste Management* 61 (2017) 473–483
<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.010>
- Koch, K., Plabst, M., Schmidt, A., Helmreich, B., Drewes, J. E. (2016) Co-digestion of food waste in a municipal wastewater treatment plant: comparison of batch tests and full-scale experiences. *Waste Manag* 47 (Part A) 28–33.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.022>
- Logan, B.E. (2008) *Microbial Fuel Cells*. John Wiley & Sons.
- Mc Carthy, P. L. (1974) Anaerobic processes. Paper presented at the Birmingham short course on design aspects for biol. treatment. IAWPR.
- McCarty, P.L., Bae, J., Kim, J. (2011) Domestic wastewater treatment as a net energy producer - can this be achieved? *Environ. Sci. Technol.* 45 (17) 7100-7106.
- Nguyen, D., Gadhamshetty,V., Nitayavardhana, S., Khanal, S. K. (2015) Automatic process control in anaerobic digestion technology: A critical review. *Bioresour Technol* 193:513–22.
- Oláh, J., Princz, P. (1989): *Iszaprothasztás és a rothasztást ellenőrző módszerek általános értékelése*, UNITEL Environmental Protection Agency Hungary, 1 – 66

- Oláh, J., Palkó, Gy., Szilágyi, M., Barabás, Gy., Gyarmati, I., Tuba, L. (2010) Rothasztók üzemeltetése. MASZESZ Hírcsatorna 2010 (5) 3-13.
- Öllős, G. (1994) Szennyvíztisztító telepek üzemeltetése II. Akadémiai Kiadó, Budapest, 106 – 164.
- Öllős, G., Oláh, J., Palkó, Gy. (2010) Rothasztás, MAVÍZ. Budapest,
- Xie, S., Wickham, R., Nghiem, L. D. (2017) Synergistic effect from anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic wastes. Int Biodeterior Biodegrad 116:191–7.

18 Biogáz termelés növelése a szennyvíztisztításnál együttrothasztással

**Kárpáti, Á. – Kiss, G. - Volf B. MASZESZ Hírcsatorna 2018 (megjelenés)
Pannon Egyetem, Veszprém; VASIVÍZ Zrt. Szombathely, Bakonykarszt Zrt.
Veszprém**

18.1 Bevezető

Mint a jelen tanulmányt megelőző ismertetőben már említésre került, a szennyvíztisztítás kiépítése során kezdetben csak a nagyobb szennyvíztisztítók primer és szekunder iszapmennyiségének további csökkentésére, stabilizálására történt rothasztó kiépítés. Így volt ez azoknál a nagyobb szennyvíztisztítóknál is, melyeknél nem épült ki előülepítés, hanem teljes oxidációs üzemmódban működtek. Egyértelmű, hogy ezeknél csak szekunder iszap keletkezett, így fajlagos gáztermelésük is meglehetősen gyenge lett. A helyzeten nem sokat javított, hogy a szennyvizek tisztításának általánossá válásával a kisebb tisztítók iszapjának a rothasztása is a nagyobb tisztítók rothasztóinak a feladata lett. A kisebb lakossági tisztítók ugyanis döntően előülepítő nélkül, teljes oxidációra épültek, hogy náluk ne kelljen kétféle iszap kezeléséről gondoskodni. Ezzel természetesen a nagyobb tisztítók iszaprothasztását kedvezőtlenebbé tették, ugyanakkor iszapbedolgozásukat mind mennyiségében, mind fajlagos terhelésében növelték. Ilyen értelemben ez gázhozam növekedést kellett jelentsen, ami számos tisztító esetében a biogáz termelés növelése révén a nagyobb belső energia visszaforgatásukat is jelenthette. Ez az idegen iszap bedolgozás ugyanakkor szükségszerűsége is az országnak, mert a kisebb tisztítók esetében a keletkező szennyvíziszap megfelelő elhelyezése igen sok esetben megoldatlan. A rothasztott iszap a nyers iszapnál egy fokkal biztonságosabb a mezőgazdasági hasznosíthatóság illetően, a komposztok elhelyezésének a jelenlegi szabályozása, korlátozása tekintetében, ugyanakkor így is komoly problémát jelent a lakosság szennyvíztisztításának a költségigénye oldaláról.

Ezektől a kérdésektől eltekintve a rothasztókban keletkező biogáz viszont valamennyi rothasztónak hasznot jelenthet, ha azt energetikailag, vagy bármiképpen hasznosítani tudja. Ebben a tekintetben alapvető kérdés, hogy van-e valamely rothasztónak terhelésnövelési lehetősége, illetőleg van-e a

rothasztó közelében olyan energiahordozó hulladék, melléktermék, amit biztonságosan lehet a lakossági szennyvíziszappal együtt rothasztani. A környező tisztítók iszapjának a rothasztása egyébként nyilvánvaló kötelezettsége a nagyobb tisztítóknak. Ezen túl fölösleges kapacitását egyéb segédanyagok feldolgozására is fordíthatja.

18.2 Lakossági szennyvíziszap együttrothasztása alkalmas segédanyagokkal

Hogy valamely üzemben jelentkezik-e szabad kapacitás, az elsősorban a rothasztó helyes tervezésétől, kiépítésétől függ. Ebben a vonatkozásban a rothasztó kapacitása a nyersanyag előkészítés, feladás, felfűtés teljesítményétől, valamint a rothasztó korábban már egyértelműen említett térfogatától, keverésének a kiépítettségétől függ. A rothasztásnál előállítható biogáz hasznosíthatósága természetesen ugyanúgy meghatározó oldala a kérdésnek. Mivel azonban a szennyvíztisztítás jelenleg még egy-két hazai üzem kivételével külső energiát is kell, hogy felvegyen, a biogázból előállítható energiára üzemen belül igény van. Ennek a biztosításához csupán a gázmotorok megfelelő kiépítettsége, kiépítése, illesztése szükséges. Mint a bevezetőben már említésre került, a szennyvíztisztítás energiaigénye jelentős, a lakossági energiafogyasztásnak mintegy a 2-4 %-a. A tisztítóknak történő fenntartható energiatermelésre, a lakosság energiaéhségének biztosítására ezért elengedhetetlenül szükség van.

A fentieket mi sem bizonyítja jobban, mint hogy a biogáz gyártását ma már nem csak mezőgazdasági hulladékokra, hanem közvetlenül termékekre is kiépítik, annak ellenére, hogy azzal a lakosság ételkészítésének lehetőségét csökkentik. Rendkívül fontos tehát a szennyvíztisztításban megfelelő kapacitások, illetőleg azok hasznosítására szóba jöhető hulladékok feltárása. A hulladék megnevezés azonban ebben a vonatkozásban meglehetősen zavaró, hiszen egy ételkészítés termék, ha lejár a garanciája, törvényileg hulladéknak minősül, holott az esetenként még akár ételkészítésként is forgalmazzák, hasznosítják. Hasonlóan hulladéknak minősülnek a különböző ételkészítés gyártások termékváltásainál keletkező keverék termékek, vagy fermentációs maradványok is. Ezek többnyire megfelelő sterilitással rendelkező anyagok, tehát az iszaprothasztásban különösebb termikus fertőtlenítés nélkül hasznosíthatók, a mezőgazdaság számos nyers termékéhez, állattartási

maradékához hasonlóan. Az állati trágya ilyen tekintetben csak annyiban tekinthető fertőzésmentesnek, hogy nem emberi fogyasztás végterméke.

Bonyolultabb a helyzet a lakosság mindennapi kis, vagy nagykonyhai termelésének a maradékaival. Az első szeparált gyűjtése megoldhatatlan, az vagy a szennyvízbe, vagy a szilárd hulladékba kerül. Végül is mindegyikre megfelelő gyűjtés, szállítás biztosítja a továbbfelhasználás lehetőségét. Az éttermi hulladékok ilyen gyűjtése és kármentesítése a nagyobb városokban, mint fővárosunk megfelelő gyakorlattal is bír. Az élelmiszer-termelésnek a hasonló hulladékai üzemekben keletkeznek, s onnan kerülnek szervezett elszállításra valamelyik rothasztóba (lakossági iszaprothasztó, vagy mezőgazdasági biogáz üzem). Külön hulladékfajta az éttermeknél kötelezően kiépítésre kerülő zsírfogókból szippantott zsíros iszap. Ennek a további feldolgozása (rothasztás, vagy komposztálás) már nem jelent akkora higiénés biztonságot, mint az előzőeké, mégis többnyire termikus sterilizálás nélkül kerülnek rothasztásra a lakossági szennyvíztisztítóknál. Ez bizonyára azért van így, mert a kisebb rothasztók esetében a termikus sterilizálás kiépítése a kis mennyiségű ilyen hulladék esetén annyira drágítaná az előkezelést, hogy az üzem inkább lemondana arról.

Különleges alapanyaga a rothasztásnak a tejiparban, fagylaltgyártó üzemeknél jelentkező visszáru, termelési hulladék. Elvileg ez steril, tehát a lakossági rothasztókba bedolgozható. Gondot jelent azonban annak a csomagolása, ami rendszerint különös előkezelést, szeparációt igényel. Ezért nem is kedvelt hulladék a lakossági szennyvíztisztítók rothasztóinak. Hasonló, mégis lényegesebb tiszta szerves tápanyag ugyanakkor a rothasztáshoz a tejüzemek szennyvíz előtisztítóiban szeparálható zsír és fehérje (flotátum). Mivel ez szennyvízből kerül kivételre, sterilitása elvileg megkérdőjelezhető. Ha azonban azt szeparált technológiai vízből távolítják el, nem lehet fertőzött emberi fekáliával, s közvetlen anaerob rothasztása ellen nem merülhet fel kifogás.

Másként vetődhet fel a sterilitás kérdése az ATEV üzemekből kibocsátott biogáz alapanyagánál, amely termikusan és nyomástartás mellett sterilizált anyag, s ez még a szennyvíztisztítóik iszapjára is akár érvényes. Az elsőt a legnagyobb hazai tisztítóink közvetlenül juttatják a rothasztóikba. Az ilyen döntően fehérjét tartalmazó, újrahasznosíthatatlan melléktermékekben a fehérjetartalom minimálisan 15 % körüli, míg mellette további 3-4 % zsír is van. Ennek megfelelően rendkívül energia gazdag, de a nagy fehérjetartalma miatt a feldolgozás csak kellő óvatossággal történhet. Könnyen okozhat a zsírtartalma

miatt erős savanyodást, illetőleg a fehérjéi miatt hasonló felhabzást. Bizonyára számos hazai biogáz üzem is fogad ilyen tápanyagokat, melléktermékeket, amit az bizonyít legjobban, hogy a korábban ilyen hulladékot fogadó lakossági szennyvíziszap rothasztókból az ilyen hazai termék igen nagy része eltűnt. Nyilván másutt kerül feldolgozásra. A mezőgazdasági biogáz gyártásnak a gázhozamát az ilyen alapanyag igen kedvezően alakíthatja. Azoknál egyébként igen sok esetben állati trágya rothasztására is sor kerül annak az előzetes stabilizálása nélkül. Az ATEV alapanyag tehát a technológia veszélyességén semmiképpen nem ronthat. Más lehet a helyzet a nem erről a vonalról bekerülő vágóhídi maradékok esetében, melyeknek ugyancsak komoly felvevői a hazai mezőgazdasági biogáz üzemek.

Végül meg kell említeni a hús – keményítő - fehérje alapanyagú emberi, vagy állati élelmiszer előállító üzeimeinket, melyeknél a gyártás során keletkezik a fenti komponenseket többnyire főzött, sütött, formában tartalmazó hulladék. Ezek az ATEV sterilizált termékéhez hasonlóan közvetlenül kerülhetnek anaerob rothasztásra, metanizálásra. Jelentős ilyen anyagokból a két kisebb budapesti szennyvíztisztító rothasztójának a bedolgozása. Ez eredményezi, hogy ezek az üzemek ma már teljes villamos energia igényüket fedezni tudják a keletkező biogázuk energiatartalmának a villanyárammá történő alakításával.

Különös eset hazai vonatkozásban az állati eledel gyártás fentiekhez hasonlóan keletkező steril hulladéka (Czakó et al, 2017). Ennek a feldolgozására a fentiekhez hasonlóan alkalmas a lakossági szennyvíziszap rothasztás, ha annak a felesleges kapacitásához a hulladék keletkezése, mennyisége, formája, előkészítés igénye megfelelő. Az állati eledel gyártás alapanyagainak egy része éppen az ATEV újrahasznosításra engedélyezett terméke Ezek főzéssel sterilizált hús alapanyagot, valamint keményítőket, rostanyagokat is tartalmaznak. Hulladéku a gyártásközi termékértéktől, vagy visszárúként jelentkezik.

18.3 A lakossági szennyvíziszap rothasztás szerves anyag terhelése növelésének realitása

A terhelés növelését a fentiek alapján célszerűen zsír és fehérje adagolással célszerű végezni. A gyakorlatban azonban tiszta zsír hozzáadása azért nem realitás, mert annak a kereskedelmi forgalmi értéke még a legcélszerűtlenebb égetésre is nagyobb, mint amennyi abból egy biogázosítással kihozható. Ennek a

következménye, hogy napjainkra az ATEV üzemeknél a zsírt szeparálják a húsfőzetből, s a takarmányiparnak adják el. Ha a minősége erre nem megfelelő, saját kazánjaikban égetve is hasznosíthatják, míg bármilyen rothasztásra történő értékesítés esetén az ATEV-nek abból csak költsége származik. Ezen túl a különböző zsírfogókból, vagy kisebb üzemek zsíros hulladékaiból juthatnak a lakossági iszaprothasztók nagyobb zsírtartalmú hulladékhoz.

A hazai gyakorlat azt mutatta, hogy a délpesti szennyvíztelep rothasztójában 2007-ben a fenti ATEV hulladék mintegy a rothasztó terhelésének a harmadát is elérte. Mivel ekkor még nem működött az észak-pesti rothasztó, ezzel az anyagmennyiséggel a dél-pesti túlterhelté vált. Ez mintegy 6-7 kg szerves anyag/m³ d térfogati terhelésnél következett be. Fajlagosan tehát 4 volt a lakossági és 2-3 az ATEV terhelés. A problémát a rothasztó erős habzása és egyidejű savanyodása okozta. Hiába rendelkezett a rothasztó két szinten is működő mechanikus keverőkkel és habtöréssel, az egyik rothasztót le kellett állítani. A gyakorlat tehát bizonyította, hogy ennél nagyobb terhelést vegyes fehérje és zsírtelítést a legjobban kiépített hazai rothasztó sem tudott elviselni, holott ebben a rothasztóban nem is történt belső gázkeverés, ami a felhabzást erősíthette volna.

A többi hazai szennyvíziszap rothasztók a dél-pesti egységeknél messze kisebb terheléssel üzemeltek, ennek ellenére például a soproni rothasztónál sokkal kisebb terhelésnél is komoly üzemzavart okozott a valamelyest hasonló összetételű állati eledel gyártási hulladék (Czakó et al., 2017). Itt persze más okai is lehettek az üzemzavarnak. Talán elsősorban a rothasztó keverésében, megfelelő termosztálásában kereshető a hiba.

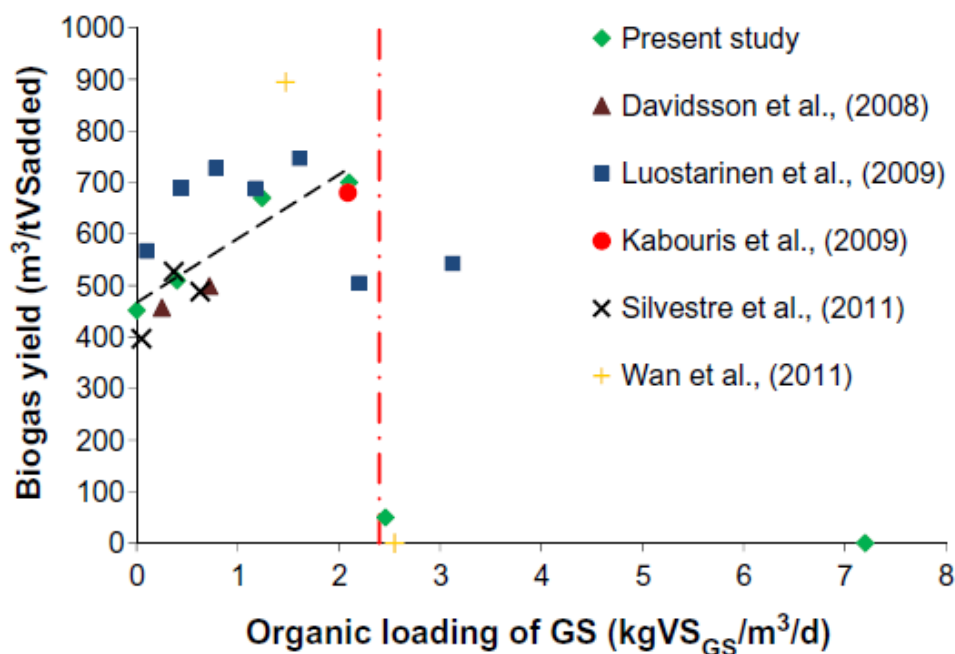
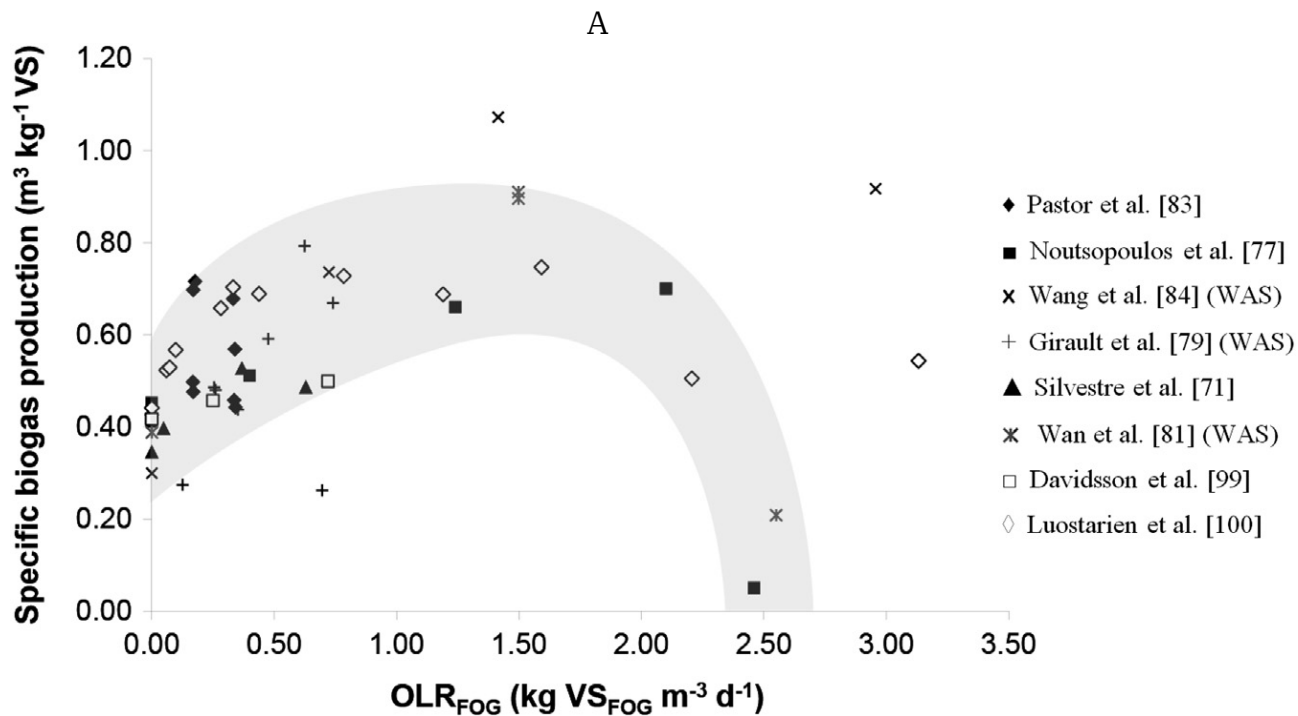
Ezek mellett különleges, nagyobb részarányú segédanyag hasznosítás folyik a veszprémi szennyvíztisztító iszaprothasztójában. Ott a rothasztó iszapterhelése mintegy 2 kg KOI/m³d, amihez mintegy 1 kg tejipari iszap KOI/d rothasztás is történik. A rothasztók mechanikus keveréssel vannak ellátva, s úgy tűnik, ez a terhelés a megengedhető hatás esetükben. Tudni kell, hogy a tejipari iszap mintegy fele-fele arányban tartalmaz tejszírt és tejfehérjét. A döntő része a tejüzem és a jégkrém gyár flotálóinak a lefölezött iszapja (Volf, B., 2017).

Igen érdekes az is, hogy a segédanyag összetételének a kérdésével nem foglalkoztak a fehérjét és szénhidrátot illetően a korábbi kutatások sem, bár számos esetben keményítőgyártás hulladék iszapjának a feldolgozásáról is szó esett. Ami annak a rothasztási lehetőségét illeti, meggyőző, hogy az intenzív

anaerob rothasztás (szennyvíztisztítás) ilyen hulladékokkal idehaza több helyütt is megvalósult. Csemegekukorica feldolgozó üzemben, szeszgyárban, sörgyárban, sőt legnagyobb kapacitással Kaposváron a cukorgyárban. Ott répaszeletet alakítanak rothasztással biogázzá, s viszonylag nagy terheléssel tudják terhelni a rothasztójukat. Mintegy 7 kg szerves anyag/m³d ez az érték, s a répaszelet mintegy 80 %-os hatásfokkal alakul biogázzá. Ez az alapanyag tisztán szénhidrát és fehérje. Semmilyen más nyersanyag bevitele nem zavarja lejátszódó folyamatokat. Ez a hosszú szénláncú zsírsavak keletkezése tekintetében nagy előny. A lebomlás során nagy mennyiségű ammónium szabadul fel. Az iszapvíz átlagos ammónium koncentrációját azonban a termelődő gáz elnyelődése termelte alkalinitás kellően kompenzálja. Ennek a tisztításnak is az a problémája azonban, mint általában a növényi alapanyaggal dolgozó biogáz üzemeknek, hogy az iszapvíze mintegy 10 g/l KOI szennyezettségű, s abból ez az oldott rész gyakorlatilag eltávolíthatatlan.

A legújabb külföldi kutatások viszont részletesen vizsgálták a szennyvíziszap keverékek összetevőinek, elsősorban zsirtartalmának a szerepét az együttrothasztásnál (Kabouris, 2009 a,b, Boe et al., 2010; Astals et al., 2014; Nghiema et al., 2015; Kim et al., 2017, Cook et al., 2017; Xie et al., 2017). Megállapítható, hogy az ipari gyakorlatban a zsíros iszap ezeknél is valamilyen nagyobb zsirtartalmú vegyes terméket jelent. Általában kisterhelésű rothasztókhoz történt a zsíros anyag adagolása, nyilvánvalóan a szabad kapacitásuk miatt. Azt, hogy a belső keverésük hogyan volt biztosítva, nem lehetett minden esetben pontosítani. Megállapítható azonban, hogy a zsíros anyag adagolása mértékének határa van, amit az 1. ábra szemléltet.

Az 70. ábra a két hivatkozott cikken túl sok hasonló mérési sor adatait is bemutatja. Az egyes hivatkozott adatok forrásmunkáinak hivatkozásától eltekintve megállapítható, hogy már kisebb dózisú zsíriszap adagolás (0,2-0,5 kg zsír/m³d) is növeli a rothasztás fajlagos gázhozamát, míg a 0,5-1,5 kg/m³d zsírbevétel egyértelmű javulást hoz. Mintegy 2 kg zsír/m³d adagolást azonban nem javasolják túllépni, mert az már csökkenő fajlagost eredményez. Lehetett persze ez ilyenkor esetleges nitrogénhiány eredménye volt a főleg kis terhelésű anaerob rothasztóknál. A 2,4 kg zsír/m³d adagolást akkor találták megfelelőnek, ha az mintegy 60 % volt csak a teljes szerves anyag bevitelnek, tehát minimum 40 % a szennyvíziszapból származott. Ezeknél a méréseknél egyébként mintegy 3,5 kg/m³d összes szerves anyag terhelést alkalmaztak, ami elég nagy. A habzás okozta problémákról nem tettek említést cikkek.



70. ábra Fajlagos biogáz hozam lakossági szennyvíziszap és húsüzemi zsírfogók zsíriszapjának a mezofil együttrohasztásakor.

Ordináták: fajlagos biogáz hozam m^3/kg szerves anyag-, abszcissza: fajlagos zsírterhelés kg zsír/ m^3d . (A - Luostarinen, et al., 2009; B - Noutsopoulos et al., 2012, 2013)

Nagyon figyelemre méltó a külföldi kutatásoknak az az iránya is, amely az anaerob rothasztás biológiai modellje (Batstone et al., 2002; Arnell et al., 2016; Xie et al., 2016) alapján igyekszik behatárolni a zsír/fehérje/szénhidrát komponenseket tartalmazó hulladékok anaerob rothasztásának, terhelhetőségének a határait (Cook et al., 2017). Ezt elvégezték arra a változatra, amikor primer és szekunder szennyvíziszap 1-1 kg KOI/m³d terhelése mellett növelték a három említett külső tápanyag bevitelét mintegy 9 kg KOI/m³d határig a legváltozatosabb segédanyag összetételekkel végezve azután modellezést. Ez a vizsgálat a szennyvíziszap segédanyagokkal történő együttrothasztás kinetikai modelljével, illetőleg annak a kalibrációjával dolgozott. Végeztek ilyen modell vizsgálatot lakossági szennyvíziszap nélkül is ugyanilyen terhelés tartományban. Ez a változat a mezőgazdasági biogáz üzemek esetére történt. Szennyvíziszap keveréknél a segédanyag mintegy 7-20 % fehérje tartalma között várható legbiztonságosabb üzem. Alatta a szennyvíziszap fehérje tartalma kevés nagy mennyiségű segédanyag biztonságos rothasztásához. Hogyha viszont nincs is szennyvíziszap a rothasztóban (biogáz üzem) a feldolgozandó nyersanyag 20-30 százalék fehérjét kell, tartalmazzon a biztonságos üzemeltetéshez. A nyersanyag-keverék zsír és szénhidrát tartalmának az aránya ezen túl egyik esetben sem volt befolyásoló (71. ábra és 72. ábra). Ez érdekes igazolása annak, hogy az anaerob mikroorganizmusoknak a fehérje, illetőleg annak a redukált nitrogénje elengedhetetlen tápanyag a szaporodásukhoz, míg a zsírsavak és a szénhidrátok a savtermelésükkel egyaránt metanizálás alapanyagát szolgálják.

A modellezést, mindkét esetre (71. ábra - szennyvíziszap és zsír/fehérje/szénhidrát tartalmú segédanyagok; 72. ábra - ugyanezen segédanyagok legkülönbözőbb keveréke szennyvíziszap nélkül) vizsgálták, s az azoknál kapott, szóba jöhető terhelési és összetétel határokat különleges minősítő skála segítségével mutatták be. A skála 7 paraméter alakulása alapján készült jósági fokkal jellemzett üzembiztonság (1. táblázat).

Mindegyiknél 0-1 között negyedenkénti léptetéssel kapott biztonsági értéket az adott paraméter alakulására. Tehát mindegyik paraméter alapján annak a biztonsága 0,1/4, 1/2, 3/4 és 1 lehetett. Az 15. táblázat mutatja a 7 biztonsági kritériumnak ítélt paraméter eszerinti vizsgálatát. Végül a hét értéket átlagolták, s így egy átlagos érvényes biztonsági fokot kaptak, ugyancsak 0 és 1 között. A ranking, vagy megfelelőségi besorolás, osztályozás pontos elkészítésének módját a 2017-ben publikált cikk részletezi (Cook et al., 2017), s az egyes

paraméterekre hivatkozó forrásmunkák is abban adottak. Ugyanez igaz a 71. ábra forrásmunkáinak megjelölésére is.

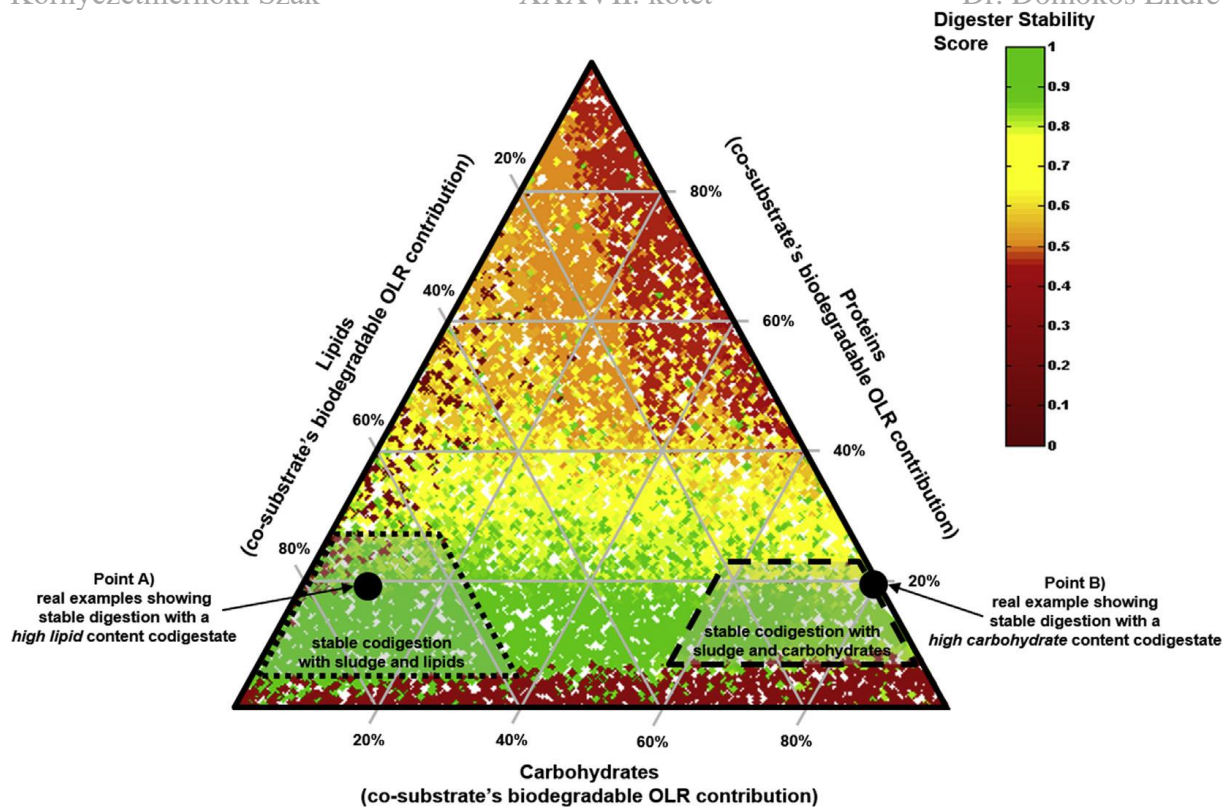
15. táblázat A megfelelést minősítő paraméterek és tartományaik (Cook et al. 2017)

(Az üzembiztonság megítélésének kiemelt paraméterei és ajánlott értékei.)

Stabilitási paraméter	Egység	Stabil érték	Forrás
Biogáz összetétel	%CH ₄	Legalább 55	Ferret és tsi, 2010 Tchobanglous és tsi, 2003
pH	(-)	6.1-8.3	Ferret és tsi, 2010; Grady és tsi 2011; Tchobanglous és tsi, 2003
Lúgosság	g CaCO ₃ /L	2-20	Alvarez és tsi, 2010; Astals és tsi, 2012; Murto és tsi, 2004; Tchobanglous és tsi, 2003
Szabad ammónia	mg NH ₃ -N/L	Legfeljebb 200	Chen és tsi, 2008; Parameswaran and Rittmann, 2012; Tchobanglous és tsi, 2003; Wang és tsi, 2012
Összes VFA	mg KOI/L	Legfeljebb 3250	Ferret és tsi, 2010; Hill és tsi, 1987; Kusowski és tsi, 2013
Ammónium	mg NH ₄ ⁺ -N/L	Legfeljebb 5000	Parameswaran and Rittmann, 2012; Tchobanglous és tsi, 2003
Hosszú szénláncú savak	mg KOI/L	Legfeljebb 1400	Neves és tsi, 2009; Salminen és tsi, 2000

Nagy hiányossága a diagramnak, hogy nem érzékelteti a fajlagos szerves anyag terhelés hatását. Azt is bemutatni egy háromszög alapú oszlop diagram kellett volna. Ezt bizonyára elkészítették ugyan, de valamilyen okból, például nagy szórás, nem mutatták be. Ez a szórás ugyanakkor már a két ábra is jól megfigyelhető az esetenkénti jelentős színkeveredésekben. A két ábrán 7 üzembiztonsági paraméter értéke alapján készítették összegzett biztonsági mérték, (0-1 tartományban) alapján történt átlag behatárolása és biztonsági megítélése látható. A diagramban a színek nem csak az összetételre, de az összes terhelésre is jellemzőként kerültek feltüntetve, de a terhelések abból ez semmiképpen nem ítélt meg. Az utóbbi tehát sajnos nem látható az ábrából, csak a három fő tápanyagtípus hatása.

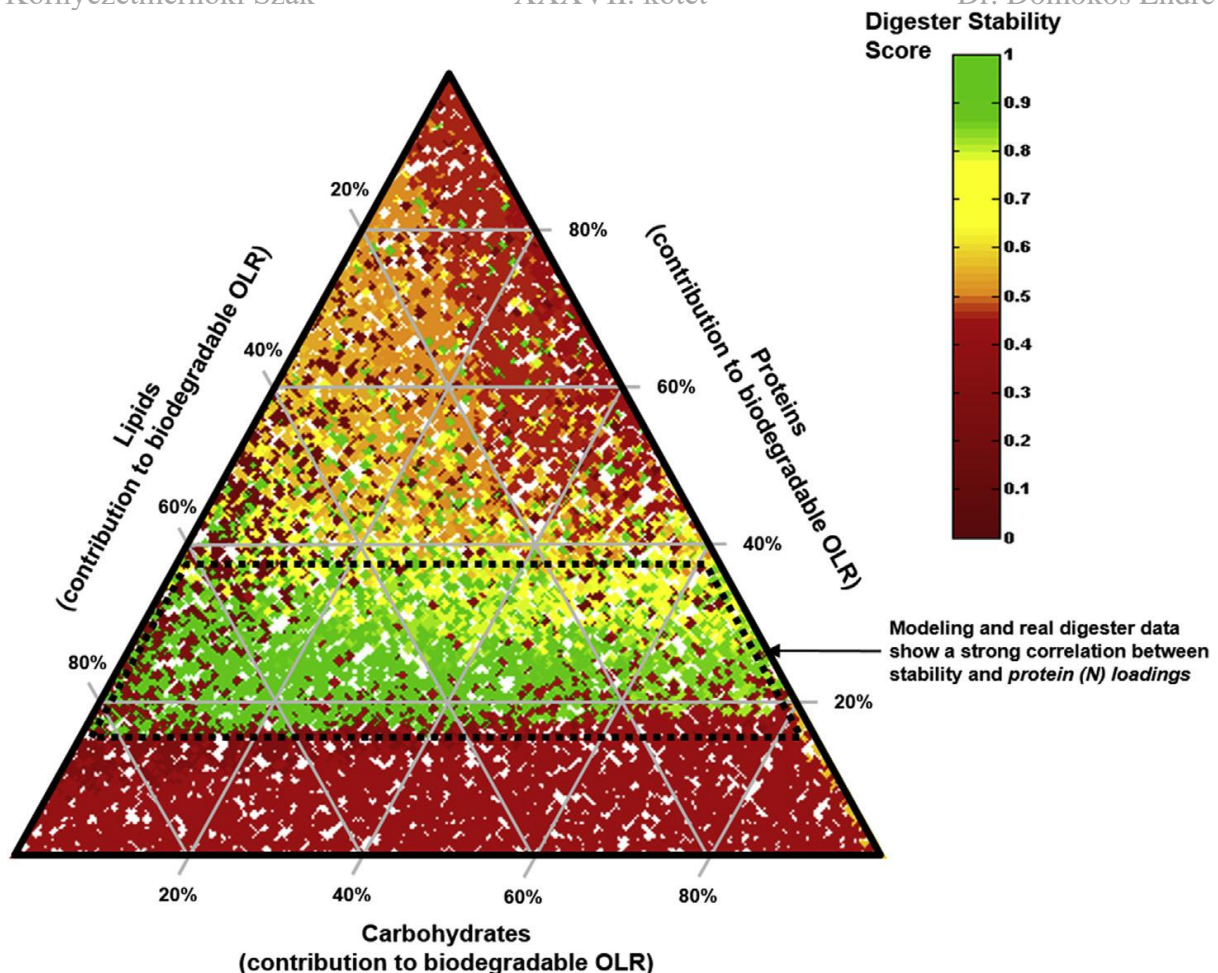
Nagyon fontos az 71. ábra kapcsán megjegyezni, hogy az abban feltüntetett, A pontnak megfelelő összetételű szennyvíziszap-zsírfgó iszap keverékek üzemi rothasztására is sor került, sikeresen (Davidson et al., 2008; Miot et al., 2013). Egyik esetben 1,9, másik esetben 2,1 kg KOI/m³d alatt maradt a szennyvíziszaphoz hozzáadott zsírszappal bevitt fajlagos terhelés. Ez az 74. ábra által mutatott terhelésnek közel az optimuma. Feltehetően ezeknél az üzemi eseteknél ezért a rothasztó szennyvíziszap és teljes szerves anyag terhelése elég kicsi volt, ugyanakkor közele a 72. ábra látható együtthrothasztás 2 kg összes szennyvíziszap KOI/m³d értékhez, hogy a bemutatásának abban legyen értelme. Emellett az is megállapítható az A pont példáiból, hogy a zsírterhelés nem volt 1,5 kg zsír/m³d fölött, ami a 74. ábraszerint így kedvező iszap keverési arány lehetett.



71. ábra Nyersanyag összetétel és az együttlrohasztás üzembiztonsága közötti összefüggés

szennyvíziszap és a segédanyagok három meghatározó komponense (fehérje/zsír/szénhidrát) arányai függvényében (modellezés). Az összetétel a hozzáadott segédanyag összetétele. A modellezés kiindulási érték volt 2 kg KOI/m³d lakossági szennyvíziszap térfogati terhelés, míg ahhoz adták a segédanyagokat az ábrán látható összetételekben, a kompozíciók dózisát 0-9 kg KOI/m³d között változtatva. A biztonsági értéket az egyes összetételekre az ábra jobb felső oldalán látható magyarázó melléklet színei jelzik.

Ugyanilyen modellezéssel vizsgálták a tápanyag C:N arányának és a megengedhető térfogati terhelésének a határait is a segédanyagoknak a lakossági szennyvíziszap nélküli rothasztására (biogáz gyártás), aminek a konklúzióját mutatja a 72. ábra. Jól megfigyelhető a két ábrából, hogy a lakossági szennyvíziszap már maga is jelentős mennyiségű fehérjét visz be a rothasztás modellezésénél vizsgált keverékbe, így sokkal kisebb az ábrák talpvonalán látható biztos üzembiztarhoz vezető barna sáv. Ha nincs ellenben ez a fehérje mennyiség a keverékben, sokkal nagyobb fehérjetartalom kell, legyen a keverékben a biztos üzembiztar elkerülésére (biogáz gyártás). A 72. ábra ternar diagramjának belső pontjai a szennyvíziszap nélküli rothasztás esetére mutatják a három fő komponens arányát.



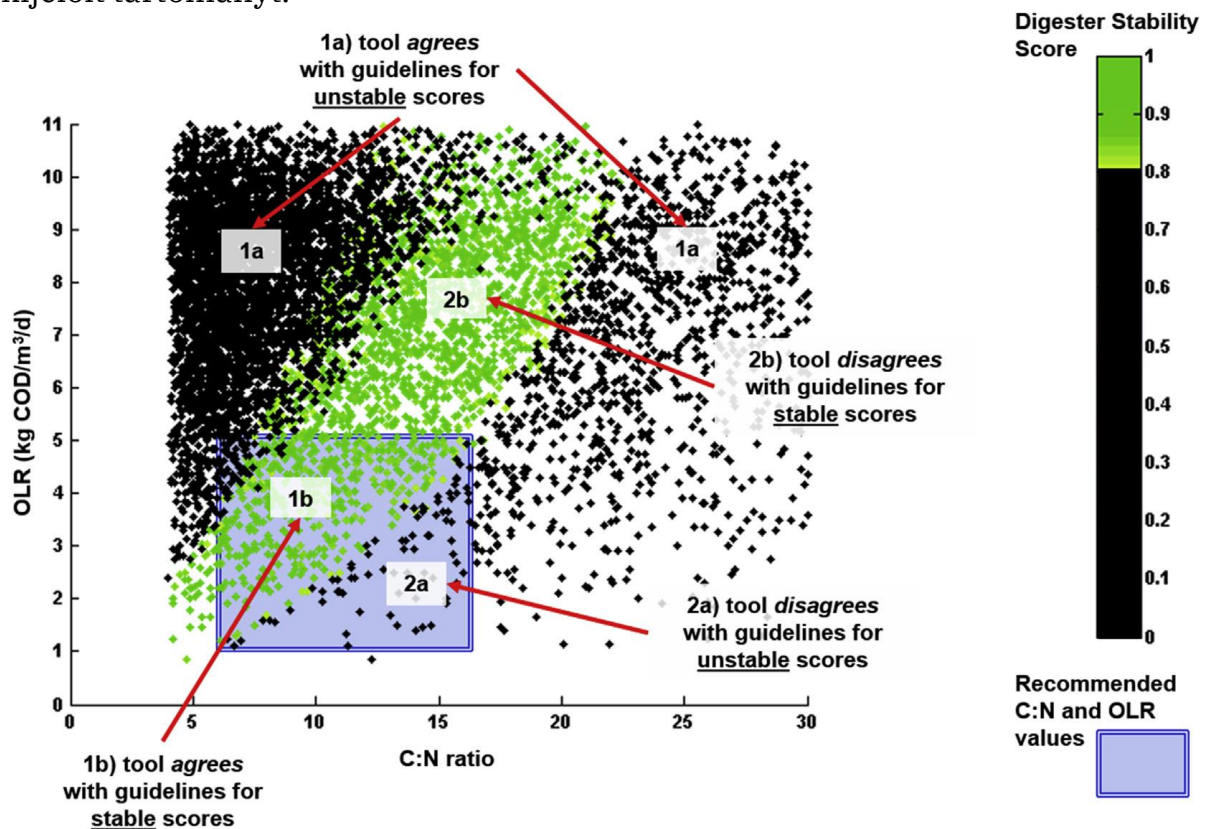
72. ábra A biogázgyártás tápanyag összetételének hatása az üzemeltetés stabilitására.

A színek ebben is a biokinetikai modell becsülte üzembiztonságot mutatják, hasonlóan a 72. ábra által bemutatotthoz. Az iszapterhelést 1 - 11 kg COD/m³/d között változtatták, de a terhelés hatása az ábrából megbecsülhetetlen.

A fentiekben többször idézett cikk végső, összegző megállapítását a 73. ábra adta meg. Elég pontosan kijelöli a gyakorlatban is szóba jöhető iszapterhelés tartományokat, természetesen laboratóriumi kísérletekkel kalibrált modell eredményeit is feltüntetve. Ez utóbbit már csak a 0,8 alatti és feletti biztonság feltüntetésével.

A kalibrációhoz használt laborkísérleteknél azonban a rothasztás feltételeit, paramétereit egyszerűen be lehetett állítani, a keverést tökéletessé lehetett tenni, s talán ekkor a felhabzás sem okoz különösebb gondot. Más kérdés, hogy ezekre sem adták meg az iszapvíz maradó szennyezettségét, s az iszap vízteleníthetőségét sem. Ettől függetlenül az iszaprothasztás szóba jöhető

fajlagos szerves anyag és C:N arányainak tartományaira a korábbi külföldi üzemeltetési tapasztalatoknak megfelelően elfogadhatjuk a négyzet kerettel kijelölt tartományt.



73. ábra Tápanyag összetétel (C:N arány) és a szerves anyag terhelés biztonsága a rothasztásnál.

A keretezett négyzet az üzemi tapasztalatok alapján javasolható tartomány (Stroot et al., 2001; Tchobanoglous et al., 2003). 30 fölötti C:N arány nem került feltüntetésre, mert 0,8 alatti biztonságot mutattak.

Látható abból, hogy a modellezés ugyan kizárja annak egy részét, de a gyakorlat mégsem a modellezés egyértelmű tapasztalatait bizonyítja. A nagyobb terhelés a négyzet bal felső sarkában éppen azt a tartományt mutatja, ahova a rothasztás a mintegy 10 C:N arányú lakossági szennyvíziszap nagy fehérje tartalmú segédanyagokkal juttatható. Ekkor a rendszerben igen jó lesz a mikroorganizmusok nitrogénellátása, de az 5 kg KOI/m³d csupán 3,2 kg szerves anyag /m³d terhelésnek felel meg. Ekkora terhelésig a keletkező ammónium mennyisége (iszapvíz ammónium tartalma) még a gyakorlat alapján nem veszélyes az üzembiztonságra. A négyzet jobb alsó sarkában viszont a gyengébb nitrogéntartalom mellett a kisebb terheléssel történő üzemeltetés tűnik a modellezés szerint problémásnak. Ebben az esetben éppen a kis terhelés miatt a lebontás ideje lesz nagyobb, ami várhatóan kompenzálja a gyakorlatban a modellezésnél kapott kedvezőtlen hatást.

Igen érdekes az adatokból az is, hogy a 71. ábra A pontja még éppen a 4 kg KOI/m³d összes szerves anyag terhelés alatt kellett legyen, hogy a nagy átlagos zsírtartalma összejöhessen. Ez pedig a 73. ábra szerint feltehetően még az 1b tartományba tartozó terhelés és iszap C:N arány pont ott jelentett, ami mindenképpen biztonságos üzemeltetési tartományban van. A szennyvíziszap szerves anyagának hatásán túl nem szabad megfeledkezni annak a mikro-tápanyag (fém) tartalmáról sem, ami a mezőgazdasági biogáz üzemek alapanyagaiban eltérő összetételben és mennyiségben várható. Hatását a modellezéssel végképpen nem vizsgálták a szerzők.

A fentiek alapján megállapítható lehetne, hogy az anaerob iszaprothasztásnál a térfogati terhelés akár a hazai tapasztalat kétszeresét is megengedné. Nem szabad azonban ilyen következtetést levonni a modellezés, szimulációk eredményeiből, azok ugyanis csak a szóba jöhető reakciókat, s azok sebességeit, termékeinek az átalakulását vizsgálják. Nem veszik figyelembe a rothasztásnál alkalmazott keverés hatását, a fehérjék átalakításánál keletkező felületaktív átmeneti termékek (lipoproteinek) habzást eredményezhető hatását, a rothasztás eredményeként keletkező iszapvíz szerves anyag tartalmát, sőt a maradék iszap vízteleníthetőségét, szeparálhatóságát sem. Az együttlrothasztásnál ezért mind a külföldi, mind a korábban bemutatott hazai, elsősorban dél-pesti tapasztalatokat okvetlenül figyelembe kell venni, mind a terhelési arányok, mind az együttlrothasztásra hozzáadásra kerülő segédanyagok tekintetében.

18.4 Habzás az anaerob iszaprothasztásnál

Fontos a fentiek mellett általánosságban foglalkozni az együttlrothasztásnál várható habzás kérdésével is, melynek alapján minden rothasztónál megítélhető az együttlrothasztás terhelésnövelésének és a vele járó felhabzás veszélyének a mértéke.

Ez a jelenséget az elmúlt évtizedekben igen sok lakossági szennyvíztisztító iszaprothasztójában észlelték (Ganidi et al., 2009, 2011; Nghiema et al., 2017). Komoly hatása volt az iszapterhelésnek a rothasztás teljesítményére, s a jelentkező iszaphabzásra. Esetenként a gázelvételt blokkolta a gázelvétel csöveiben történő szilárd anyag kiválással, eltömődéssel, máskor a recirkulációs szivattyúk szállításánál okozott gondot, esetenként pedig az úszó tető működését zavarta az erős habképződés, majd hirtelen letörés (megszűnés).

Ross és Ellis (1992) szerint a habzás oka az anaerob környezetben a szerves anyaggal történő túlterhelés és azzal történő nagy túlzott ecetsav termelődés volt. Barber (2005) és Barjenbruch et al. (2000) később az elégtelen keverést, a hőmérséklet jelentős fluktuációját, a lökészerű terheléseket, az extracelluláris poliszacharidok (EPS) túlzott részarányát és hidrofób anyagok jelenlétét (bevitelét és keletkezését) vélték keletkezése legfőbb okainak (Ganidi et al., 2009).

A felületaktív anyagok vagy eredendően ilyen tulajdonságú komponensei lehetnek az iszapoknak (zsírok, fehérjék), vagy a hidrolízis során alakulhatnak ilyen átmeneti termékekké. Rajtuk kívül természetesen az olajok, nagyobb móltömegű zsírsavak, detergensen, és a finom részecskeméretű szilárd anyagok is habképző hatással bírnak (Barber, 2005; Ganidi et al., 2009, 2011; Nghiema et al., 2017). A lebontás során keletkező felületaktív komponenseket (hidroxilált és egymeshoz kapcsolt zsírsavak, glikolipidek, fehérjék, lipoproteinek, foszfolipidek és poliszacharid-lipid komplexek) biosurfactant névvel illetik.

Moeller és társai (2012) véleménye szerint a habzás kialakulásában a legfontosabb komponensek a fehérjék. Ezek az alapanyaggal nagy mennyiséggel érkeznek a rothasztóba. Egy részük már az aerob lebontás során keletkezik a már említett EPS polimerként, s döntően a sejtek kapszuláihoz, részecskéihez kötődve (partikuláris anyag) érkezik oda (Ganidi et al., 2009; 2011). Ha a betáplálás ilyenkor hosszabb idő intervallumonként történik, ami nagyobb dózisokat is jelent, lehetőség van koncentrációjuk ugrászerű növekedésére, s vele erősebb felhabzásra. Ilyen betáplálás esetén napi 4 kg szerves (száraz) anyag/m³ (Organic Loading Rate - OLR) terhelés rendszerint már súlyos túlterhelésnek számít (Oelsner et al., 2007). Egyébként a fehérjék meghatározó szerepére utal az is, hogy az erősen habzó rothasztókban az iszapvízben rendszerint nagy ammónium koncentráció is jelentkezik, ami a fehérjék lebomlásának az eredménye (Moeller et al., 2012).

A habképződés okát Oelsner (2007) is az üzemeltetésben is látja. Szerinte is egyértelműen habzáshoz vezet, ha a rothasztó szerves anyag terhelését 4 kg/m³d fölött tartják. Ez egyébként 6 kg KOI/ m³d terhelésnek felel meg. A rothasztandó iszap nagy fehérje és könnyen bontható szerves anyag tartalma, no meg, ha azok nagy finom részecske mennyiséggel (koncentráció) érkeznek, a fenti terhelés fölött nagymértékben felgyorsítják a habzás jelentkezését (Oelsner, 2007; Moeller et al., 2012)

A fehérjék nagy molekulatömegű komplex vegyületek melyek mérete 14.6 - 250 kDalton között oszlik el (Clarkson et al., 1999), és nem oldódnak, illetőleg ülepednek különösebben a szennyvízben. Az előülepitésnél a nyersvíz ülepedő anyagához kapcsolódva kerül kis hányaduk (10 % körüli) a primer iszapba. A szekunder iszapba kerülő részük részben átalakítva sejtfehérjeként és EPS-ként jelentkezik. Ezek is döntően partikulárisak, bár valamivel már jobb az oldhatóságuk, ami az anaerob rothasztóban a hidrolízis révén tovább javul. Ettől függetlenül döntő részük az egyéb lebegő részekhez, a mikroorganizmusokhoz tapadva lesznek jelen az iszapkeverékben, így felületi aktivitásuk egyértelműen érvényesülhet. A rothasztóban működő mikroorganizmusok exoenzimjeikkel (proteasok és peptidázok) az eredeti fehérjéket, zsírokat tovább darabolják, majd hasznosítják sejtjeik építésére (szaporodás) elsősorban szerves szénforrásként. A sejtekben az aminosavak szerves savakká és ammóniummá alakítják, melyek azután részben visszakerülnek a folyadékfázisba (Gerardi, 2003).

A fehérjék speciális micelláikkal ugyanakkor egyértelműen habképzők. Számos fehérje kritikus micellaképzési koncentrációját pontosították az elmúlt évtizedekben a kutatók. Ezzel együtt az a vélemény az uralkodó, hogy a rothasztókban a fehérjék ilyen értelmű hatása jóval erősebb, mint a zsíroké, mert a felületi aktivitásuk nagyobb, lebomlásuk pedig lassúbb azokénál. A cellulóz, hemicellulóz lebomlási termékei e tekintetben kevésbé felületaktívak, s lebomlásul még lassúbb is. Sok kutató állította már, hogy a rothasztók túlterhelése egyik oka lehet a habzásuknak (Pagilla et al., 1997; Barjenbruch et al; Barber, 2005). Az ok talán elsősorban a lebomlásuk üteme, amely felületaktív termékek felhalmozódását eredményezheti. A 16. táblázat adataiból láthatók a hagyományos mezofil lakossági iszaprothasztók terhelési tartományait.

Ez nagyon szélesnek tűnik (0,7 – 7,2 kg szerves anyag /m³d), de Brown (2002) véleménye alapján 4,5 kg szerves anyag /m³d fölött egyértelműen habzás várható. Ez persze a lakossági iszapra igaz, s lehet, hogy kevés zsír, netán jól bontható szénhidrát adagolásával ezen a határon is túl lehet lépni. Más közlemények ilyen egyértelmű összefüggést a terhelés és habzási hajlam között nem állapítottak meg. Ennek megfelelően nincs egyértelmű határ, hiszen a rothasztókba bevitt szennyvíziszap összetétele sem tekinthető mindenütt azonosnak. Nyilvánvalóan minden egyes rothasztóra a terhelési határ az alapanyagot túl a rothasztó kialakításától is nagymértékben függ.

16. táblázat Mezofil szennyvíziszap rothasztók jellemző fajlagos terhelési tartományai

(Hivatkozott szerzők Ganidi et al. (2009) cikkében)

Forrás	Tipikus szerves anyag terhelés (kg VS m ³ /d)
Handbooks of UK Wastewater Practice (1996)	0.8–1.6
Water Pollution Control Federation (1996)	1.5–6.2
Metcalf and Eddy (2003)	1.6–4.8
Brown (2002)	<4.5
Lamelot (2004)	<2.5
Harrison et al. (2004)	Legfeljebb 2.75
Braguglia et al. (2007)	0.7–1.4
Zupancić et al. (2008)	0.8
Cartmell and Chinaglia (2009)	1.7–3.4

Talán egyértelműen megállapítható, hogy a keverés, s a rothasztó alakja is meghatározóan a rothasztó működésében. Egyértelműnek tűni, hogy a gázfáklyás keverés, illetőleg bármilyen túlzott mértékű keverés növeli a habzás veszélyét, de óvatosnak kell lenni a felületaktív anyagokkal történő terhelésre is, mert a gázbuborékokhoz tapadva azok stabilitását megnövelik, s így stabil habképződéshez vezethetnek. Ugyanez igaz részben a finom részecskékre is, különösen, ha az anyaguk felületi aktivitást is biztosít.

Ennek megfelelően, bár igen széles terhelési tartományt ajánl az irodalom, a mindenkori tápanyag, sőt a rothasztási maradék minősége (összetétele) erősen befolyásolja a rothasztók terhelhetőségét, pontosabban azt a terhelést, melynél a habzás üzemzavart okozhat. Ezen túl, mint láthatták a rothasztó kialakítása, keverése, netán felső habtörés, vagy habzásgátló vegyszerek adagolása is meghatározó, bár az utóbbiak már inkább az üzemeltetés kényszerű módosításait jelentik.

Ehhez alapvető a segédtápanyag, vagy tápanyagok összetételének ismerete, s beérkezésük, bekeverésük, adagolásuk pontos hangolása az üzemeltetés egyenletességének biztosításához. A fenti három tápanyagcsoport ugyanis eltérő sebességgel hidrolizál, alakul illó savakká, ecetsavvá, majd metánná és széndioxidá. Ezek az átalakítások legjelentősebben a pH esetenkénti ugrásszerű változtatásával zavarhatják a biogázzá alakulás utolsó lépcsőjét, a metanizációt. A savasságot okozó vegyületek között a nagyobb molekulatömegű illósavak közvetlen hatása fokozottan káros a metanizálók sejtmembránjának blokkolásával a folyamat haszonanyag termelő utolsó lépcsőjére.

18.5 Egyedi rothasztók hazai tapasztalatai

Az alapvető kérdés, a fentiek alapján, hogy a szennyvíziszap keverék „fehérje” tartalmát milyen mértékben szabad növelni a rothasztáshoz külső fehérjével, hogy az még ne okozzon üzemeltetési problémát (kivédhetetlen habzás, ill. elviselhetetlen vízteleníthetőség romlást). Ezt elég kevés ilyen anyagot fogadó üzem gyakorlatából értékelhetjük. Valójában csak a két pesti tisztító rothasztása, illetőleg a soproni tisztító példája lehet iránymutató. Valamelyest hasznosítható még a veszprémi rothasztás tapasztalata is, de az ott adagolt flotált zsíriszap összetételét eddig még senki nem pontosította, becslés alapján elfogadják el fele zsír, fele fehérjének.

18.5.1 A veszprémi vegyes rothasztás

Ezt az utóbbi adatot azért felhasználva megállapítható, hogy ott napi 5,1 t szerves anyag kerül a rothasztóba a tisztításból és a környező tisztítók iszapbeszállításából, s ehhez napi 450 kg zsír és ugyanennyi fehérje, összesen 0,9 t tejipari eredetű szerves anyag kerül még bevitelre. Nyilvánvalóan adott a lakossági szennyvíziszap „fehérje” tartalma, amihez a tejipar 450 kg fehérje adódik hozzá. Az együttes szerves anyag bevitelre számolva a külső fehérje okozta fehérjetartalom növekedést, az 7,5 %. Látszólag ez a növekmény ugyanakkora zsírtartalom növekménnyel együtt már éppen az üzemeltethetőség határára viszi csak az egyébként folyamatosan működő rothasztót.

Nem is annyira a rothasztó üzemeltetése látszik gondnak, hanem a rothasztó nagy szerves anyag terhelése, vagy HRT-je, amin persze nehéz változtatniuk. A szerves anyag (VS) terhelés összességében jelenleg 6 t/d a 3500 m³ ösztérfogatú rothasztóra. Ez a rothasztó hasznos térfogatára mintegy 2 kg VS/m³d, vagy KOI-ben ennek a másfélszerese, 3 kg KOI/m³d. A HRT egyébként 3500/185=19 nap, de ez valójában a gázterek miatt ennél 1-2 nappal kevesebb. Ez a kellő lebontáshoz kevésnek tűnik, amiért is romlik a rothasztott iszap vízteleníthetősége az üzemeltetők szerint. Ez túlzott víztelenített iszaphozamot és növekvő elhelyezési költséget jelent. A napi 450 kg tejszír az irodalmi adatok alapján (Mata Alvarez et al., 2014) nem látszik ilyen vízteleníthetőség romlást okozni, a gázhozamot pedig egyértelműen javítja. Ez utóbbit Veszprémben is így érzékelik.

18.5.2 A soproni vegyes rothasztás

Talán ez a tapasztalat mutatja, hogy a vízteleníthetőség tekintetében nem is a zsírbevitellel, hanem a túlzott fehérjebevitellel lehet kritikus. Az ATEV által előállított biogáz alapanyag a korábban említett 3 hazai üzemben feltehetően a fehérjebevitelükkel okoztak elsősorban problémát. A kisebb terheléssel működő soproni üzemnél csak a vízteleníthetőséggel, a dél pesti telepnél viszont emellett a veszélyes habzással is.

A soproni lakossági iszap rothasztóba 4,8 t VS/d a terhelés a primer és szekunder iszapból. Ebbe az üzembe olyan állati eledel gyártásból származó maradék érkezett pár évvel ezelőtt, amely döntően fehérjét tartalmazott. Ennek az anyagnak is ezért vehetjük mintegy három-negyedét fehérjének, a többit zsírnak, szénhidrátoknak és szervesetlen résznek. A beszállított, átlagosan napi 15 m³, 13,5 % szárazanyag tartalmú állati melléktermékkel így a mintegy 2 t napi többlet szárazanyagban 1,8 t volt a szerves, melyből 1350 kg lehetett a fehérje. Ez a fehérjemennyiség a rothasztóba került 6,6 t szerves anyagban 20,5 %-al növelte a fehérjemennyiséget. Ez a veszprémi 7,5 %-hoz képest jelentős növekmény. Ráadásul nem kazeinnel és globulinnal történt a fehérje mennyiségének a növelése, hanem egy nehezen behatárolható fehérje keverékkel. Ilyen fehérje részarány növekedés a soproni iszaprothasztásnál olyan mértékű vízteleníthetőség romlást eredményezett, hogy le kellett állni a segédanyag adagolásával.

Meg kell ugyanakkor jegyezni, hogy a soproni rothasztóban a fajlagos szerves anyag terhelés az ATEV anyagának a bevitele esetén is jóval kisebb volt, mint a veszprémi rothasztókban. Itt a napi 6,6 t szerves anyag került be a 4500 köbméteres rothasztókba. Ez csak 1,5 kg VS/m³d, illetőleg 2,25 kg KOI/m³d. terhelés. A rothasztási idő, vagy HRT tehát kedvezőbb volt ott a szerves anyag lebontásának. A vízteleníthetőség problémája ennek ellenére jelentkezett.

18.5.3 Észak-Pest és Dél- Pest

Az ATEV elmúlt évtizedben, s jelenleg is általános termelési gyakorlatában ugyanakkor folyamatosan keletkezik a fehérjében dús biogáz alapanyag. Ennek a fehérje tartalma talán még az állati eledel gyártásénál is nagyobb, mert az alapanyaguk zsírtartalmát más utakon hasznosítani tudják. A fehérje koncentrációja mintegy 15 % körül van. Ez azonban a számításokhoz nem

lényeges, mert az ilyen folyadékkal bevitt szerves anyag teljes mennyisége így fehérjének is vehető. Két hazai lakossági szennyvíziszap rothasztó használ fel nagyobb mennyiségben ilyen mellékterméket, az észak-pesti és a dél-pesti szennyvíztisztítók.

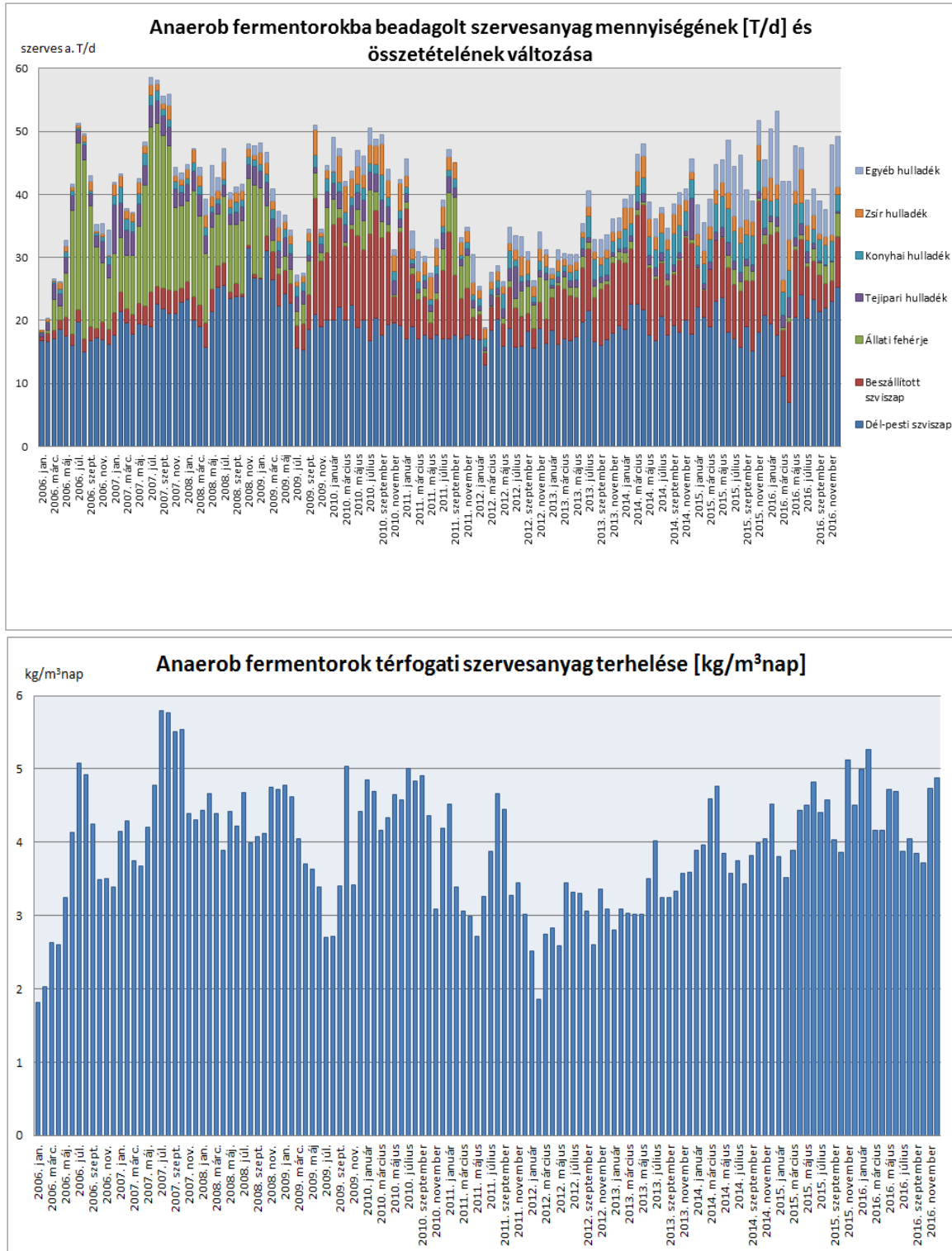
Az **észak pesti** messze kisebb arányban és viszonylag folyamatosan fogad együttrothasztásra segédanyagokat. Esetükben ez mintegy 7 % ATEV fehérje a teljes szerves anyag bevitelre. Mellette hasonló hányadban fogad a rothasztó ecetsavat, valamint zsír és törköly maradék keveréket is. Ez a 7% fehérjetartalom növekedés nem jelent problémát az üzemnek, hiszen a fajlagos szerves anyag terhelése összességében is mindössze 2,4-2,5 kg/m³d.

Más a helyzet a **dél-pesti** rothasztóknál. Az együttrothasztás ennél a telepnél került először bevezetésre, így a problémáit is ők kellet, hogy először érzékeljék. 2006 júniusától 2009 márciusáig (amikor aztán az az észak-pesti beindult, s az ATEV terhelést jelentősen csökkentette) a dél-pesti rothasztóknak nagyon nagy ATEV hulladékot kellett feldolgozniuk. A fajlagos terhelésük átlagosan elérte a 4 kg VS/m³d értéket, s annak átlagosan a harmada az ATEV-től érkezett. Volt néhány hónap 2007 július-szeptember időszakban, amikor szinte a fele terhelés az ATEV-től jött. Ekkor vált kritikussá a helyzet, s az erős habzás mellett a rothasztott iszap víztelenítése is nagyon rosszul ment. Ezek a fajlagosok és megoszlásuk a 74. ábra grafikonjain látható.

Megállapítható az adatokból, hogy a telep erősen túlterhelt még napjainkban is, de ezt folyamatosan fejlesztéssel, korszerűsítéssel, elsősorban a keverés jelentős javításával igyekeztek stabilizálni. Esetükben az ATEV részarány nagyon nagy volt, de a fehérjekoncentráció növekedése azzal nem pontosítható, hiszen akkor is mintegy negyede - ötöde volt a fehérje koncentrátumnak zsír. Ez tehát a fehérje növekményt ilyen arányban csökkentette. Ennek ellenére az még átlagban mindig 25 % körül lehetett, sőt 2007 július-szeptember időszakban 40 % körül is lehetett. Ekkor csúcsosodott ki az üzemeltetési probléma és kellett az ATEV behozatalt jelentősen csökkenteni. Ilyen arányokban tehát a lakossági rothasztók már nem vállalkozhatnak nagy fehérje tartalmú ATEV biogázlé fogadására.

A dél-pesti rothasztók adataiból az is megfigyelhető, hogy az ATEV termék részarányának drasztikus csökkentése, csaknem teljes kizárása mellett a szennyvíziszap mellett az egyéb, kis fehérje tartalmú hulladékok ((zsír, konyhai, hulladékok) arányát növelték jelentősen, mintegy a lakossági iszap

mennyiségének a harmadáig. Ezzel az összeálló iszapkeverék C/N arányát elég jelentősen növelhették. Ez a lebontást bizonyára javította, nem csak mértékében, de sebességében is. Így tudnak jelenleg stabilan rothasztani 5-5-5 kg VS/m³d iszapterheléssel is.



74. ábra A dél-pesti szennyvíztisztító rothasztóinak a terhelése az utóbbi években.

Egyértelmű azonban, hogy az alapanyag összetételének stabilizálásán, optimalizálásán túl olyan tényezők, mint a rothasztás hőmérsékletének stabilizálás, a folyamatos hatásos homogenizálás, átkeverés is meghatározó tényezői az üzemeltetésnek. Igaz ez a megfelelő monitoringra, illetőleg szükséges pH és alkalinitás stabilizálásra is. Az fontos jellemzője az üzem stabilitásának a végtermékként keletkező biogáz széndioxid, valamint a fehérjék bomlásából keletkező ugyancsak végtermék ammónium koncentrációja. Ezek azonban nem adnak információt a habzás jelentkezésére, illetőleg a rothasztott iszap vízteleníthetőségére, melyek pedig az üzemeltetés zavarmentességét, gazdaságosságát a gázhozamhoz hasonlóan alapvetően meghatározzák.

18.6 Várható gázhozam, iszaphozam növekedés és a túlterhelés esetleges hatásai

Az együttlrothasztások tervezésekor elengedhetetlen a várható gázhozam és iszaphozam növekedés pontosítása, s mint már említésre került, az iszapvíz nitrogéntartalma alakulásának a számítása is. Az együttlrothasztás gázhozamának számításánál legfontosabba fogadásra kerülő segédanyag összes szárazanyagának, s azon belül a szerves anyagának a pontosítása. Emellett hasonlóan fontos a fehérje és zsírtartalmának a meghatározása is. A fehérje tartalom az iszapvízbe kerülő ammónium mennyiségének számításához kell. A gázhozam számításához a zsír és fehérje tartalma alapján megfelelő átlagos lebomlásukat számolva a korábban megadott fajlagosokkal számolható a gázhozam. Ez a lebomló KOI mennyiségéből is számolható, ha a keletkező metánt a keletkező biogáz mintegy két-harmadának vesszük. A szerves anyag tartalom biogázzá alakulására egyébként 0,5-0,75 m³/kg betáplált szerves anyag között várhatók a fajlagosok. A villamos energia termelés növekedésének a számításánál figyelembe kell venni, hogy a metán energiájának csak 40-45 %-a alakítható azzá. A nagyobb része hőenergiaként lehet majd hasznosítható.

Az együttlrothasztásra kerülő szerves anyag átlagos lebomlásának mértéke után jelentkező szerves anyag maradék az inert résszel együtt adja meg az abból keletkező iszapmaradék mennyiségét. Elvileg feltételezhető, hogy ez ugyan olyan mértékben vízteleníthető, mint a lakossági iszaptól megmaradó rész. Ez azonban nagyon kérdéses. A hazai tapasztalatok azt mutatják, hogy a rothasztók

segédanyaggal történő túlterhelésekor a keletkező vegyes iszap vízteleníthetősége jelentősen romolhat. Ennek a mindenkori mértékét természetesen a víztelenítéshez adagolt polielektrolit dózisa is jelentősen befolyásolja. Ez éppen a segédanyag részarányának a növekedésével az 5-6 kg/t mértéktől akár 10 kg /t szárazanyag mértékig is változhat. Emellett persze a centrifuga típusa, teljesítménye is meghatározó.

A vizsgált közleményekben a rothasztó habzására, s a rothasztott iszap vízteleníthetőségének alakulására nem közölnek adatokat. Elsődleges kérdésük a gázhozam növelhetősége a terhelés, illetőleg segédanyagok bevitelének növelésével. Hazai tapasztalatok ugyanakkor azt bizonyítják, hogy a víztelenített iszapok szárazanyaga túlzott zsír/fehérje adagoláskor 4-6 %-al is csökkenhet. Ez azért kellemetlen, mert a víztelenített iszap mennyiségét 15 -30 %-al is növelheti az átlagosnak elfogadható 25 % szárazanyag tartalmú termékhez képest. Ez viszont az iszapszállítási, elhelyezési költségében igen komoly növekedést okozhat (Czakó és társai, 2017).

18.7 A segédanyagok hatása az együtthrothasztás iszapvizére

Alapvető probléma a rothasztásnál, hogy az iszap víztelenítésekor keletkező iszapvizet, amely jelentős nitrogén és foszforkoncentrációval rendelkezhet, ezek, valamint a szerves anyag tartalma miatt is vissza kell vinni a szennyvíztisztítás főágára.

A nyers iszap esetében a lakos egyenértéknek megfelelő 60 g/főd lebegőanyagból 60-70 %-a várható primer iszapként abba. Ez 36-40 g/főd. Ebbe kerül a befolyó víz nitrogéntartalmának a 10 %-a, mintegy 1,3 g TKN/főd. Ezzel a szerves anyagának a 3 %-a körüli lesz a nitrogéntartalma. A szekunder iszap nitrogéntartalma ezzel szemben az iszapkor függvénye. Sedlak (1992) szerint a szekunder iszap szerves anyagának 7,5 % körüli lesz a nitrogéntartalma 10-30 napos iszapkornál. Mivel a két iszap mennyisége közelítőleg azonos, a szerves anyagukra számított érték 5 %. A szennyvízzel érkező TKN tartalomnak általában 30 %-a kerül a szennyvíziszapba. Ennek a fele oldódik vissza az iszapvizbe a rothasztásnál. Tehát a szennyvízzel érkező TKN terhelés 15 %-a ami a centrifugavízrel növeli a biológiai lépcsőre kerülő N-terhelést. Ezen túl az is kiszámolható, hogy a segédanyag rothasztása mekkora főági

nitrogénterhelés növelést eredményez. Ezekből valamelyest az is becsülhető, hogy az adott főági tisztításoknál megoldható-e a jogszabályi előírások által megkövetelt denitrifikáció betartása. Ez természetesen a nyers szennyvízzel érkező oldott szerves anyagok és ammónium KOI/TKN arányának lesz a függvénye. A nagy fehérjetartalmú segédanyagokkal történő együttlétesítés tehát mindenképpen rontja a tisztított víz TN határértékének a betarthatóságát. A probléma nyáron és télen is egyaránt várható, mivel télen a nitrifikáció lassul jelentősen, nyáron viszont a szerves anyag oxidációja lesz fokozott. Ezen esetlegesen javítani lehet a denitrifikációhoz történő könnyen bontható, nitrogénmentes szerves anyag, például cukor adagolással, vagy mellékágon történő szeparált, autotrof nitrogéneltávolítás (Anammox) kiépítésével.

18.8 Összefoglalás

A segédanyagokkal, lakossági folyékony, vagy iszapszerű hulladékokkal és egyéb élelmiszeripari hulladékokkal történő együttlétesítés jelentős energianyereséget jelenthet a lakossági szennyvíztisztítóknak, de vigyázni kell ilyenkor a rothasztó terhelésére, a rothasztásra kerülő segédanyagok minőségére, összetételére. Túlzott fehérje és zsírterhelés is káros lehet a rothasztásra. A fehérjék túladagolása a rothasztó fokozott habzását generálhatja, míg a zsíroké a hosszú szénláncú zsírsavak koncentrációjának növekedését, s azzal metanizáció befékeződését. Mindegyik nehezen kezelhető probléma, leginkább a nyersanyag bevitel leállításával, csökkentésével orvosolható. Jól bizonyítja ezt a megfelelő keveréssel kiépített dél-pesti rothasztók jelenleg is elég nagy fajlagos terhelése, melyben azonban az ilyen hatást okozó anyagok részarányát az utóbbi években drasztikusan csökkentették.

18.9 Hivatkozások

Arnell, M., Astals, S., Åmand, L., Batstone, D.J., Jensen, P.D., Jeppsson, U. (2016) Modelling anaerobic co-digestion in Benchmark Simulation Model No. 2: parameter estimation, substrate characterisation and plant-wide integration. *Water Res.* 98, 138-146. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.070>.

- Astals, S., Batstone, D. J., Mata-Alvarez, J., Jensen, P. D. (2014) Identification of synergistic impacts during anaerobic co-digestion of organic wastes. *Bioresour Technol* 169:421–7.
- Barber, W.P. (2005) Anaerobic digester foaming: causes and solutions. *Water* 21, 45–49, IWA. Avail.: <<http://www-uk1.csa.com/ids70/results.php?SID=4oo9hnkld4c223a8lr72q3vbb1&id=2>>
- Barjenbruch, M., Hoffmann, H., Kopplow, O., Tränckner, J. (2000) Minimizing of foaming in digesters by pre-treatment of the surplus-sludge. *Wat Sci Tech*, 42, 235–241
- Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V.A. (2002) IWA Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1). IWA Publishing, London.
- Boe, K., Batstone, D.J., Steyer, J.P., Angelidaki, I. (2010). State indicators for monitoring the anaerobic digestion process. *Water Res.* 44, 5973-5980. <http://dx.doi.org/0.1016/j.watres.2010.07.043>.
- Brown, S. (2002) Operating a high-rate digester: the Southern Water experience. *Water and environment. CIWEM Journal* 16, 116–120.
- Clarkson, J.R., Cui, J.F., Darton, R.C. (1999) Protein denaturation in foam. *Journal of Colloid and Interface Science* 215, 333–338.
- Cook, S. M., Skerlos, S. J., Raskin, L., Love, N. G. (2017) A stability assessment tool for anaerobic codigestion. *Wat. Res.* 112 (2017) 19-28. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.027>
- Czakó, L., Mészáros, I., Varga, Á. (2017) Állateledelgyári hulladék és szennyvíziszap együttróhasztása a soproni szennyvíztisztító telepen – Esettanulmány *Vízmű Panoráma* (2) 20-25.
- Davidsson, A., Lovstedt, C., la Cour Jansen, J., Gruvberger, C., Aspegren, H. (2008) Codigestion of grease trap sludge and sewage sludge. *Waste Manag.* 28 (6), 986-992. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2007.03.024>.
- Ganidi, N., Tyrrel, S., Cartmell, E. (2011) The effect of organic loading rate on foam initiation during mesophilic anaerobic digestion of municipal wastewater sludge. *Biores. Technol* 102, 6637–43.
- Ganidi, N., Tyrrel, S., Cartmell, E., (2009) Anaerobic digestion foaming causes – a review. *Bioresour. Technol.* 100, 5546–54.
- Gerardi, M.H. (2003) *The microbiology of anaerobic digesters.* Wastewater Microbiology Series. Willey-Interscience, New Jersey, US.
- Kabouris, J.C., Tezel, U., Pavlostathis, S.G., Englemann, M., Dulaney, J.A., Todd, A.C., Gillette, R.A. (2009a) Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion

- of municipal sludge and fat, oil, and grease. *Water Environ. Res.* 81 (5), 476–485.
- Kabouris, J.C., Tezel, U., Pavlostathis, S.G., Engelmann, M., Dulanay, J., Gillette, R., Tood, A.C. (2009b) Methane recovery from the anaerobic co-digestion of municipal sludge and FOG. *Bioresour. Technol.* 100, 3701–3705. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.02.024>.
- Kim, M., Chowdhury, M.M.I. Nakhla, G., Keleman, M. (2017) Synergism of co-digestion of food wastes with municipal wastewater treatment biosolids. *Waste Management* 61 (2017) 473–483 <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.010>
- Luostarinen, S., Luste, S., Sillanpää, M. (2009) Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant. *Bioresour. Technol.* 100, 79–85.
- Miot, A., Guevarra, K., Ajedegba, J., Jones, B.M., Ving, K., Jolis, D. (2013) Restaurant trap waste characterization and full scale FOG Co-Digestion at the San Francisco oceanside plant. In: *Proceedings of the Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference (WEFTEC)*. Chicago, IL, pp. 1-18.
- Moeller, I., Goersch, K., Neuhaus, J., Zehnsdorf, A., Mueller, R. A., (2012) Comparative review of foam formation in biogas plants and ruminant bloat. *Energy, Sustainability and Society* 2012(2)2-9.
- Nghiema, L. D., Koch, K., Bolzonellac, D., Drewes, J. E. (2017) Full scale co-digestion of wastewater sludge and food waste: Bottlenecks and possibilities *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 72 354–362.
- Nguyen, D., Gadhamshetty, V., Nitayavardhana, S., Khanal, S. K. (2015) Automatic process control in anaerobic digestion technology: A critical review. *Bioresour Technol* 193:513–22.
- Noutsopoulos, C., Mamais, D., Antoniou, K., Avramides, C. (2012) Increase of biogas production through co-digestion of lipids and sewage sludge. *Global Nest J.* 14 (2), 133–140.
- Noutsopoulos, C., Mamais, D., Antoniou, K., Avramides, C., Oikonomopoulos, P., Fountoulakis, I. (2013) Anaerobic co-digestion of grease sludge and sewage sludge: The effect of organic loading and grease sludge content. *Bioresour Technol* 131 (2013) 452–459.
- Oelsner, E. (2007) Vergärung von Gülle und Hühnermist in der Mörsodorfer Agrar GmbH. *Biogas im Wandel, Tagungsband zur 16. Jahrestagung des Fachverbandes Biogas e.V., 2007, S. 131–139.*

- Oláh, J., Palkó, Gy., Szilágyi, M., Barabás, Gy., Gyarmati, I., Tuba, L. (2010) Rothasztók üzemeltetése. MASZESZ Hírcsatorna 2010 (máj-jun) 3-13.
- Pagilla, K. R., Craney, K.C., Kido, W.H. (1997) Causes and effects of foaming in anaerobic sludge digesters. *Wat Sci Tech* 36, 463–470.
- Ross, R.D., Ellis, L.M. (1992) Laboratory-scale investigation of foaming in anaerobic digesters. *Water Environment Research* 64 (2) 154–162.
- Sedlak, R. I. (1992) Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice. (Ed.) 2nd Ed. Lewis Publishers
- Stroot, P.G., McMahon, K.D., Mackie, R.I., Raskin, L. (2001) Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions. *Digester performance. Water Res.* 35 (7) 1804-1816.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D. (2003) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, fourth ed. McGraw Hill, New York, NY.
- Volf, B. (2017) Tejipari szennyvíziszap együtthroasztása lakossági szennyvíziszappal. Ipari szennyvizek tisztítása. MASZESZ Szakmai nap, Budapest, 2017 június 22.
- Xie, S, Hai, F, Zhan, X, Guo, W, Ngo, HH, Price, W. E., Nghiem L. D. (2016) Anaerobic codigestion: a critical review of mathematical modelling for performance optimization. *Bioresour Technol.* 222:498–512.
- Xie, S., Wickham, R., Nghiem, L. D. (2017) Synergistic effect from anaerobic codigestion of sewage sludge and organic wastes. *Int Biodeterior Biodegrad* 116:191–7.

19 N-eltávolítás és szerves anyag energia-visszanyerésének ütközése a szennyvíztisztítás fejlesztésének egyik hajtóereje.

(Aerob granulált iszap a szennyvíztisztításban.)

Pitás Viktória¹, Thury Péter¹, Kárpáti Árpád²
1-PureAqua Kft., Veszprém, 2-Pannon Egyetem, Veszprém,

19.1 Kivonat

A lakossági szennyvizek tisztításánál szerves anyaguk energiájának lehetséges maximális újrahasznosítása mellett a nitrogén (ammónium és nitrát) biológiai eltávolításának a kellő mértéke napjaink legfőbb feladata. Az első kérdéskört egy megelőző cikkünk elemezte. Ehelyütt a nitrogéneltávolítás különböző lehetőségeinek vizsgálatára, s a legújabb technológiai fejlesztéseknek a bemutatására kerül sor. Érzékeltetni próbáljuk, hogy az ammónium oxidációjának módja, valamint az azt követő N-redukció szerves anyag igénye, milyen mértékben csökkenti a lakossági szennyvizek szerves anyagából újr felhasználható energia mennyiségét. Kapcsolódóan bemutatjuk egy hazai ipari üzem aerob granulált iszapos szennyvíztisztítását, különleges sajátosságait. Ennek a technológiának a lakossági szennyvíztisztításban történő hasznosítását egy elmúlt évi Hírcsatorna számban ugyan megtettük, de ismereteink szerint, ha működik is hasonló aerob granulált iszapos szennyvíztisztítás jelenleg hazánkban, annak a működéséről eddig még nem készült magyar nyelvű ismertető.

Kulcsszavak: szennyvíztisztítás, nitrogéneltávolítás, eleveniszap, biofilm, granulált iszap

19.2 Bevezető

A nitrogén a szennyvízben döntően redukált formájában ammóniumként van jelen. Koncentrációja nagyobb, mint amennyit a szerves anyagot oxidáló és immobilizáló heterotrófok az aerob szennyvíztisztításnál a sejtjeikbe tudnak építeni. Főlegesen a nitrogénné alakítása a múlt század kilencvenes éveig csak annak az autotrófokkal nitritté, nitráttá történő oxidációját követő

heterotrof redukcióval, denitrifikációval történt. A denitrifikációt a múlt század hatvanas éveitől anoxikus reaktorterekben, a levegőztetőkben keletkező nitrát visszaforgatásával oldották meg. Az ilyen kombinált megoldás fő gondja energetikai oldalról az autotrof oxidáció viszonylag nagy fajlagos oxigénigénye, valamint az azt követő heterotrof redukció jelentős szerves anyag igénye (17. táblázat).

Jelentős probléma napjainkban a nitrát egyre szigorodó határértékekre történő csökkentése is, amit döntően a recirkulációval biztosítható nitrát-redukció mértéke befolyásol. Ez a vele történő oxigén visszatáplálás káros hatása miatt limitált. A 271/1991 EU ajánlás ezért elég óvatos a nagyobb tisztítóokban elérendő maximális igény tekintetében (10-15 mg TN/l). Számos országban azonban 8-6-3 mg/l értékeket is megkövetelnek, ami a szimultán denitrifikáció jelentős fokozását követeli meg a technológiáktól. A tisztítással elérhető nitrát-tartalmat természetesen a nyersvíz TKN koncentrációja is befolyásolja. Ezért a nagyobb fajlagos vízfogyasztású országokban, ahol a nyersvizek hígabbak, sokkal könnyebb az előírt határértékek betartása. Európa országainak helyzete részben a viszonylagos vízhiány miatt, részben az ivóvíz magas értéken tartott ára miatt kedvezőtlen ilyen tekintetben.

Az eleveniszapos tisztítók hagyományos denitrifikációjának a javítására külső tápanyag adagolás is szóba jöhet (Kovácsné - Benkó et al., 201%), de mellette az oxigén anoxikus medencébe történő bejutásának a minimalizálása a legfontosabb. A levegőztető medencékben viszont a szimultán denitrifikáció fokozásával lehet a nitrogéneltávolítást (nitrát-redukció) növelni. Az utóbbi a medencék oldott oxigén koncentrációjának (DO) a csökkentésével lehetséges. Egy medencés, folyamatosan levegőztetett eleveniszapos lakossági szennyvíztisztítóban, valahol 0,6-0,7 mg DO/l koncentráció körüli levegőztetés szabályozással a nitrifikáció és denitrifikáció egyensúlyba hozható. Ilyenkor is meghatározó egyidejűleg, hogy adott KOI/TKN terhelés-arány mellett az autotrofok részaránya az iszapban kellő nagyságú legyen a denitrifikációt megelőző nitrifikáció biztosítására.

Biofilmes, vagy hibrid rendszerekben a denitrifikáció a biofilmek anoxikus tereiben, valamint megfelelő szűréssel, iszapvisszatartással kialakított eleveniszapos anoxikus térben is történhet. A biofilm denitrifikációja azonban a különböző tölteteken kialakuló biofilmek egyenetlen levegőztetése, oxigénellátása miatt nehezen szabályozható. Ilyen megoldásoknál a ciklikus levegőztetés, s annak a jó szabályozása ugyan javíthat a helyzeten, de egy

egyenletes, kellően finom, hordozó nélküli biofilm (aerob granulált iszap) kialakítása, s annak az optimális levegőztetés szabályozása még jobb eredményt hozhat. A 1/2 -1 mm méretű, gömbszerű tömör iszapgolyócskák bizonyultak az ezredforduló vizsgálatait alapján az SBR üzemmódban legkönnyebben technológizálható ilyen szennyvíztisztítási változatnak (Pronk et al., 2015, Fazekas et al., 2015).

Ez eredményezte felfedezése után, az utóbbi két évtizedben az aerob granulált iszapos technológia ismeretanyagának a robbanásszerű bővülését (Liu, 2008, Ni, 2013, Sarma et al., 2017, Shi, et al., 2017, Timothy et al., 2018, Franca et al., 2018, Nancharaiaha et al., 2018). Az alábbiakban következő elméleti ismeretek döntően az idézett forrásokból származnak, s a kereszthivatkozásoktól eltekintünk. A granulált iszapos megoldás ugyan a lakossági szennyvizeknél valamelyest töményebb, döntően biológiailag jól bontható, oldott szennyezőket tartalmazó szennyvizek tisztítására az igazán kedvező, azoknál rendszerint 100 nap alatti a granulum kifejlődési ideje. Ezért az élelmiszeripari szennyvizek tisztításában ért el hamarosan sikereket. A nagyon tömény ilyen szennyvizekre azonban energiatermelése miatt természetesen továbbra is az anaerob granulált iszapos intenzív anaerob tisztítás a célszerű. Az aerob granulált iszapos megoldásnak sok kedvező adottsága van, azonban esetében is kitétel a megfelelő szerves anyag, vagy iszapterhelés (granulum túlnövekedésének, szétrobbanásának megakadályozására), valamint a megfelelő KOI/TKN arány a tisztítandó szennyvízben, hogy a nitrifikálók kellő mennyiségben, részarányban szaporodjanak és rögzüljenek a granulumok felszín alatti rétegében. A denitrifikációt ennél a megoldásnál is részben anoxikus környezet biztosításával oldják meg.

19.3 Nitrogén eltávolítás főágon hagyományos megoldással, illetőleg kapcsolt mellékággal

Az eleveniszapos szennyvíz tisztításban napjainkban a hagyományos N-eltávolítást biztosító nitrifikáció/denitrifikáció a tisztítás főágán általános. A denitrifikáció ekkor jelentős mennyiségű szerves anyagot (potenciális energia) fogyaszt, alakít széndioxidá, s veszít el a keletkező iszaphól. A szerves anyag denitrifikációt támogató része ezzel heterotrof iszaphozamként jelentkezik, s abból az iszaprothasztásnál más sokkal kisebb energiamennyiség nyerhető csak vissza. Ezzel szemben ilyenkor a nitrát oxigénjének a döntő hányada újrafelhasználásra, megtakarításra kerül (17. táblázat).

Ennél is kedvezőbb oxigénigényű és energiatakarékosabb N-eltávolítás lehetséges az iszapvíznél mellékágon a tisztán autotrofik hasznosításával, Anammox technológiával (Fazekas és társai, 2014). Az ilyen iszapvíz nitrogénmentesítés lépcsőszerű tápanyagellátással, szigorú DO és pH szabályozással, SBR megoldásként működik, az autotrof szervezetek granulálódását tapasztalták. A granulomok különleges, pirosas színe feltehetően az autotrof anammox fajok jellemzője. Az iszapvízből kialakuló iszapban ezek dominálnak, nyilvánvalóan túlszaporodva heterotrofokat. Egyidejűleg a heterotrofik granulomok felszínéről történő lemosódása, kimosódása is fontos tényező.

17. táblázat Nitrogéneltávolítás oxigén és szerves anyag igénye a különböző utakon.

N oxidációs szám	-3	0	+3	+5
Képlet	NH_4^+	N_2	NO_2^-	NO_3^-
Nitratáció/	I→-----4,3 g O ₂ /g NH ₄ -N-----→I			
denitratáció	I←4,3 g KOI/g NO ₃ -N -----←I			
Nitritáció/	I-----→2,8 g O ₂ /g NH ₄ -N----→I			
denitritáció	I←2,8 g KOI/g NO ₂ -N←I			
50 % nitritáció/	I-----→1,4 g O ₂ /g NH ₄ -N---→I			
anammox	I← 0 g KOI/g NO ₂ -N. ←I			

Az autotrofik a növekedésükhöz szükséges szén a víz hidrogén-karbonátjából fedezik, ami viszont a rothasztás iszapvizében bőven van, sőt heterotrof oxidációval is keletkezik az iszapvíz szerves anyag tartalmából. Az iszapvíz ammónium-N tartalma ilyenkor 80-90 %-ában alakul elemi nitrogénné. A hagyományos főág viszont optimális esetben is csak 80% alatti nitrát-redukciót biztosíthat a lehetséges nitrát recirkulációkkal (iszap és belső recirkuláció). A mellékágon ugyanakkor rendszerint csak a tisztító TKN terhelésének csak mintegy 15 %-a alakítható az anammox megoldással (1. táblázat legalsó átalakítási útja) elemi nitrogénné.

A főágon tehát a hagyományos nitrifikáció/denitrifikáció révén az eredeti TKN mintegy 80 %-át kellene eltávolítani az aktuális határérték eléréséhez (Xie et al, 2018). A hazai szennyvizeinknél (főleg a kisebb lakossági szennyvíztisztítóknál) az a gond, hogy nagyon tömények (a fajlagosan kis vízfelhasználás miatt), s így az előüleptetés után is marad azokban 70-90 mg/l TKN. Ennek mintegy a 20 %-a kerül a szekunder iszapba, de annak fele vissza is kerül a főágra. A 63-81 mg TKN/l, 80 %-os nitrogén-mentesítésével a tisztításnál elvileg 12,6-16,2 mg TN/l

nitrát-N koncentráció érhető el a tisztított vízben. Ez természetesen csak akkor lesz így, ha az anaerob és anoxikus terekben a nitrát redukciója teljes lesz, azt nem zavarja ott oxigénbevitel, s a redukcióhoz szükséges szerves tápanyag mennyisége is rendelkezésre áll. Mivel ez az esetek többségében nem teljesül, a denitrifikáció a számítottnál gyengébb hatásfokú lesz, szennyvízbírságot és környezetterhelési díjat is eredményezve a tisztított szennyvíz nitrát tartalma miatt.

Az anoxikus medenceterekbe történő külső tápanyag adagolás (Kovácsné - Benkó et al., 201%), valamint a felszíni oxigén diffúzió megakadályozása is jelentősen javíthatja a teljes rendszerben elérhető nitrogéneltávolítási hatásfokot, különösen a kis KOI/TKN arányú előülepített szennyvizek esetében. A levegőztető medencékben viszont a szimultán denitrifikáció fokozásával lehet a nitrogéneltávolítást (nitrát-redukció) növelni. Az utóbbi a medencék oldott oxigén koncentrációjának (DO) a csökkentésével lehetséges.

19.4 Nitrogéneltávolítás fokozása biofilmekkel, biofilm eleveniszap kombinációkkal

Az N eltávolítás fokozható biofilmekkel. Ez a gyakorlatban mozgó ágyas biofilmes rendszerekkel biztosítható legjobban (Fazekas et al. 2015). Sajnos esetükben is nehéz a denitrifikáció szabályozása a hordozó felületén rögzült, helyenként igen eltérő vastagságú biofilm meglehetősen egyenetlen, s nehezen szabályozható oxigénellátása miatt. Ettől függetlenül az ilyen technológiák kitűnően üzemeltethetők folyamatos szennyvíz betáplálással, iszap utóülepítéssel. A leszakadó apró biofilm részek az eleveniszapos részekkel együtt ugyanis csakis megfelelő utóülepítéssel tarthatók vissza a tisztított vízből. Javíthatja a nitrogéneltávolítást az ilyen megoldásoknál a hordozók megfelelő visszatartásával, szűrésével nyerhető eleveniszapos folyadékfázis anoxikus térben történő denitrifikációja. Elődenitrifikációként kialakított megoldásuk esetén még a kellő tápanyagellátás is biztosítható ahhoz, viszont az eleveniszapos rész recirkulációja jelentős energiaigényt eredményez. Még egy pihentető tér is hasznos lehet ilyenkor a recirkulált eleveniszapos víz oxigénkoncentrációjának a csökkentésére, mint ahogyan történik az a tisztán eleveniszapos Johannesburg eljárásnál.

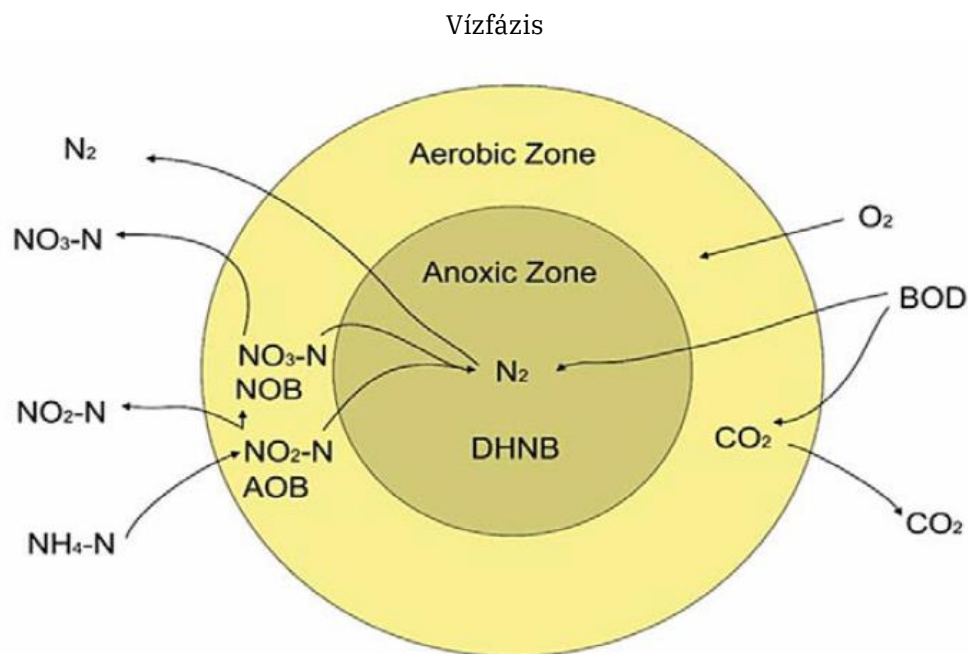
A biofilm messze lazább szerkezetű, mint a később ismertetésre kerülő granulátum, viszont egyértelműen kombinálható, illetőleg összefér az eleveniszappal a mozgóágyas biofilmes kialakításnál (MBBR). Természetesen az ilyen megoldások kiépítése, szabályozása messze bonyolultabb, mint az eleveniszapé. A biofilm környezete is ciklikusan változtatható (levegőztetés), hasonlóan az eleveniszapos SBR rendszerekhez, valamint a később bemutatásra kerülő granulált iszapos SBR rendszerekhez. A biofilm a hordozójának egy megfelelő szűrését, visszatartását igényli az eleveniszaptól történő szétválasztásra. Ennél a biofilm nagyobb tartózkodási ideje megfelelő levegőztetés esetén a nitrifikáció fokozását eredményezi abban. Ilyen megoldásoknál a denitrifikáció a biofilm mélyebb rétegein túl, a már említett, szeparált anoxikus eleveniszapos térben is történhet.

Nitrogéneltávolítás növelése eleveniszapnál szimultán denitrifikációval

Denitrifikáció nem csak az anoxikus, és anaerob eleveniszapos terekben történik, hanem az aerobban is, ha ott kellően alacsony az oldott oxigén koncentrációja, s szerves anyag is kellő mennyiségben áll rendelkezésre az iszappelyhek belsejébe diffundáló nitrát redukációjához. A denitrálásához a szerves tápanyagot ott egyébként döntően az anoxikus és anaerob hidrolízis termeli meg. A partikuláris és oldott szerves anyag adszorpciója az iszappelyhekbe, illetőleg a könnyen bontható szerves anyag sejtbe történő beépítése ugyanis nagyon gyorsan lejátszódó folyamatok. Ennek megfelelően a szimultán denitrifikációhoz szükséges szerves tápanyag keletkezésének sebessége (hidrolízis), s ezzel mennyisége határozza meg a denitrifikáció sebességét, mértékét. Ez nyilvánvalóan növelhető ezen terek részarányának a növelésével. A hidrolízis sebessége egyébként az aerob térben legalább a duplája, mint az anoxikus és anaerob térrészben (Henze et al., 2001). Ezért lehet jelentős ilyenkor a kis oxigénkoncentrációjú aerob térben kialakítható szimultán denitrifikáció sebessége is. Az oldott oxigén koncentrációja ott a kisebb mértékű egyenletes, vagy ciklikus levegőbevitellel szabályozható.

Az eleveniszapos medencékben az iszappelyhek mérete folyamatos keverés esetén 30-130 mikron között van. Ezen belül egy sejt mérete 1-2 mikron, mintegy fele ekkora, vagy akár hasonló vastagságú nyálkás exopolimer (EPS) réteggel körülvéve (kapszula). Az utóbbi részben a partikuláris tápanyagot ragasztja ebbe a rétegbe, részben a mikroorganizmusokat köti lazán egymáshoz. A pelyhek belseje meglehetősen kompakt a sejtek folyamatos szétszakadása, és ismétlődő összetapadásaik ellenére is. Az iszappelyheket környező vízfázisban a tápanyagok (köztük az O_2) koncentrációja a keverés eredményeként, s így a

folyamatos konvekció következtében gyakorlatilag homogén. A pelyhek belsejében ugyanakkor azok eljutása a sejtekhez döntően diffúzióval történik. Az utóbbi eredménye a fentiek függvényében kialakuló koncentráció-gradiens, ami az iszappelyhet folyamatosan változó környezettel bíró reaktorkaszkáddá alakítja. Az iszappelyhek anoxikus belső terének hányadát a külső vízfázis oldott oxigén koncentrációja, valamint a rendszer tápanyag-ellátottsága határozza meg. Az utóbbi a rendszer fajlagos iszapterhelése, ami nyilvánvalóan meghatározza a rendszerben kialakuló átlagos iszapkort is. Egy ilyen pelyhet és a benne lejátszódó folyamatokat mutatja be a 1. ábra.



75. ábra Szimultán nitrif/denitrif egy iszaptehelyben (Gogina et al., 2015).

Megfelelő nitrifikáció/denitrifikáció csakis adott iszapkor fölött lehetséges. A heterotrof denitrifikáció viszont megfelelő szerves tápanyag igényt jelent, ami a szerves anyag túlzott előzetes (előüleptetés, CEPT) eltávolítása, vagy a biológiában történő túlzott oxidációja ellenébe hat. Nehéz tehát az ilyen eleveniszapos tisztítóknál a megfelelő tápanyagellátást és optimális oxigénszintet biztosítani, hiszen az utóbbi túlzott csökkentése a nitrifikációt fékezheti be. A szerves anyagot oxidáló heterotrófok féltelési állandója az oldott oxigénre 0,2 mg/l, míg a nitrifikálóké 0,8-1 mg/l. A heterotrof/autotrof aktivitás tehát az iszappelyhekben mélységfüggő, amit ugyanakkor a mélyebb rétegek nitrátellátása is tovább bonyolít. Kijelenthető ezért, hogy az anoxikus/oxikus reaktorkialakítás mellett az iszappelyhek is önálló kis mikroreaktorokként működtethetők. Hogy azokban a biológiai átalakítások sorozata a

folyamatos betáplálású, valamint az SBR rendszerekben (netán ciklizált levegőztetés esetén) pontosan hogyan alakul, nehéz megbecsülni. Az oxigénkoncentráció szabályozása ugyanakkor mindenképpen növelheti a denitrifikáció mértékét az eleveniszapos, sőt a biofilmes, valamint a később említésre kerülő granulált iszapos megoldásoknál is.

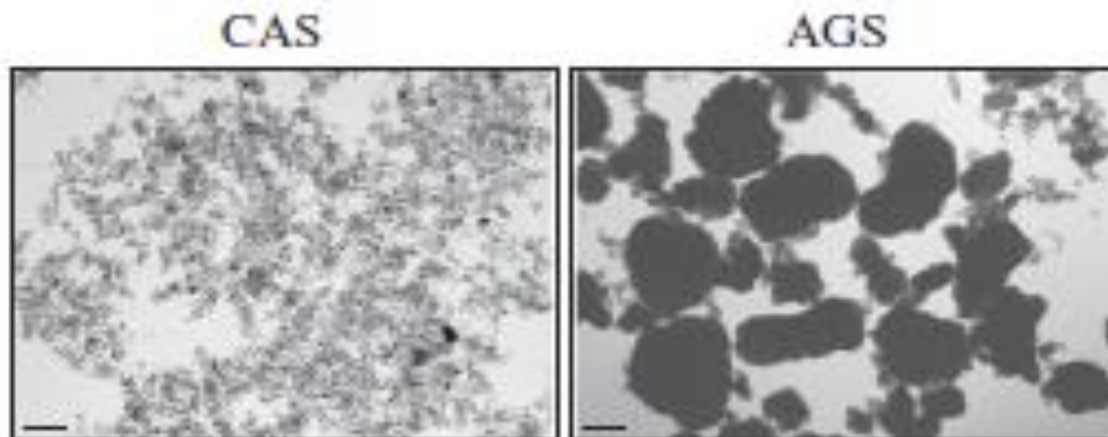
Ezek eredményezték, hogy a szimultán denitrifikáció gyorsítását egyidejű levegőztetéssel többféle megoldással is igyekeztek már a különböző műszaki megvalósításoknál eddig is biztosítani. Teljesen kevert reaktor esetében a 0,7 mg/l körüli oldott oxigén koncentráció tartása javasolt, ami persze lehet még kisebb is, ha a reaktortérnek egy részét jobban, más részét kevésbé levegőztetik. Ilyen megoldásnál (laboratóriumi berendezésnél), melynél 0,4-0,5 mg/l szintre állították be az oxikus tér levegőztetését, 80 %-os denitrifikációt is elértek négyes modellvíz KOI/TKN arányánál (Gogina et al., 2015).

Közismert, hogy a denitrifikáció sebessége mintegy 0,5 mg/l oldott oxigén koncentráció alatt gyorsul be az iszappelyhek belsejében. Évtizedek óta az is tudott, hogy a denitrifikáció könnyen bontható szerves tápanyaggal ötször olyan sebességű, mint az endogén tápanyaggal, de acetáttal még annak is az ötszöröse sebességgel megy végbe. A denitrifikáció (szimultán vagy utódenitrifikáció) sebességét tehát könnyű befolyásolni külső szerves anyag hozzáadásával. Jó példája ennek a metanollal történő tápanyagbevitel. A metanolhoz viszont a denitrifikálóknak maguknak is adaptálódni kell. Kedvező segédanyag lehet laktóz, tejsav, cukor, de elsősorban az acetát. Alkalmazásuk tekintetében mindig a hozzáférhetőség és az ár a meghatározó (Kovácsné – Benkó et. al., 2015). Különleges megoldás volt a Kanadában a kilencvenes évek közepén alkalmazott megoldás, amikor a primer iszap 2-3 napos hideg hidrolízisével sikerült annyi acetátot termelni, ami elsősorban a biológiai foszfor eltávolítást, de másodsorban a denitrifikációt javította nagymértékben.

A szimultán denitrifikációt viszont a korábban elmondottak szerint külső tápanyag adagolása nélkül is fokozni lehet, ha az endogén tápanyag (szennyvíziszap) hidrolízisét sikerül valamiképpen megnövelni. Ez iszapkezeléssel, vagy anoxikus/anaerob tartózkodási idő növeléssel, DO csökkentéssel lehetséges. Ez történhet a hagyományos kaszkád kialakításnál, vagy ciklikusan levegőztetett környezetben is.

19.5 Szimultán nitrogéntávolítás granulált iszappal

A granulált iszap hordozó nélkül kialakuló tömör iszapgolyócska, mikroorganizmus együttes, amely réteges belső mikroorganizmus szelekciója révén a biofilméhez hasonlóan, nagyobb nitrifikáló teljesítményre képes, mint az eleven, sőt a belső tereiben speciális denitrifikáció és foszfor akkumuláció is létrejöhet. Ahogy az látható volt a 75. ábra grafikáján, az iszappehely belső terének a tápanyag ellátottsága, környezeti feltételei, s ezzel a kialakuló mikroorganizmus konzorcium is jelentősen változik. Ennek megfelelően kialakíthatók így különböző vastagságú biofilmek, megnövelt tömörségű, sűrűségű iszapgolyók is (76. ábra). A felvételen a 0,6-0,7 mm méret alatti iszapgolyók dominálnak.



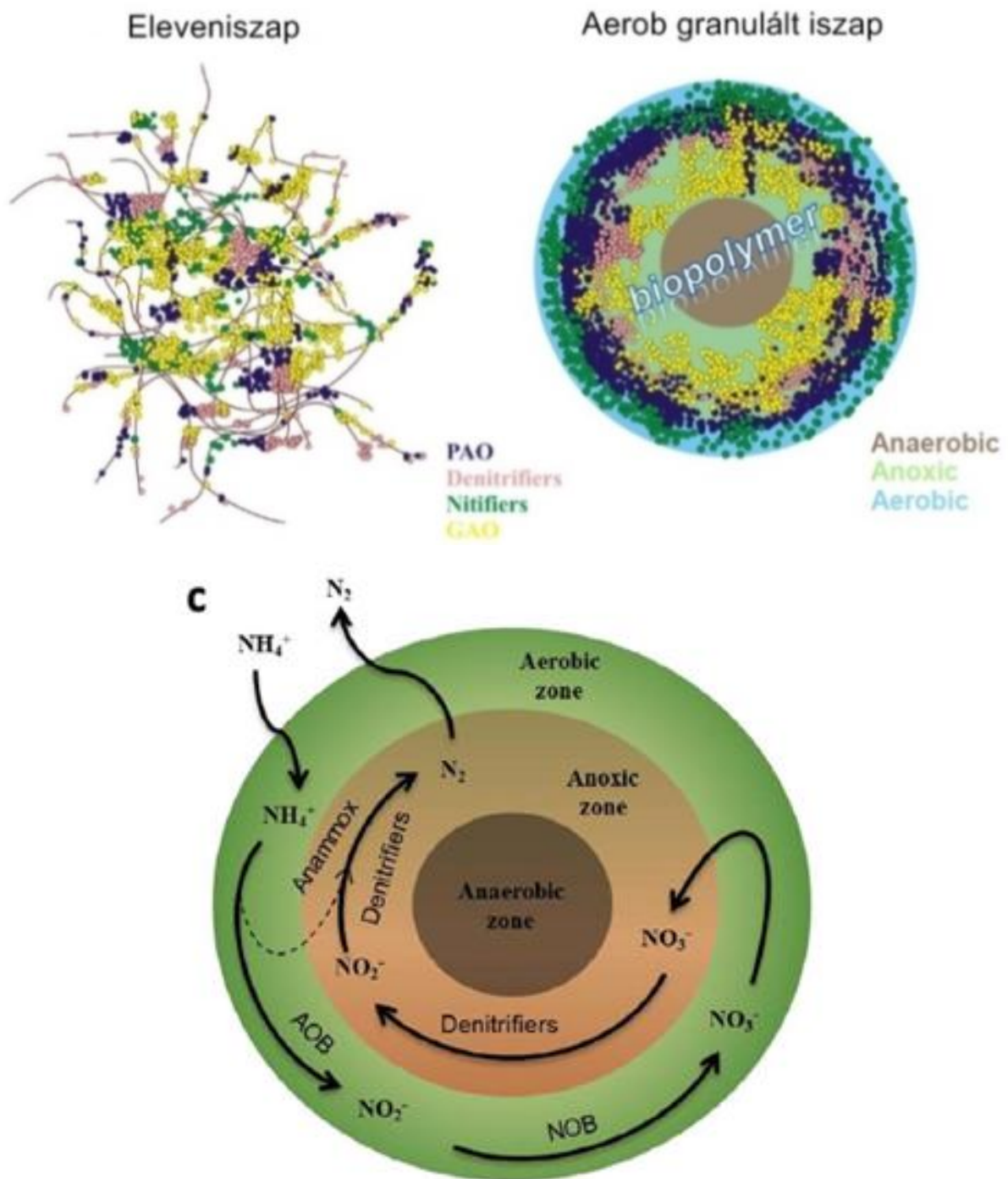
76. ábra Hagyományos eleveniszap (CAS) és aerob iszap (AGS) mikroszkópos képe 40-szeres nagyításban (a méretjelző vonalka 0,2 mm) (Franca et al., 2018).

A mechanikailag meglehetősen stabil granulálódott iszapban a környezet szelekciós hatására annak az egyes rétegeiben a mikroorganizmusok fajtánként térben elkülönülve, vagy eltérő koncentrációban, sűrűséggel helyezkednek el. A szelekció oka a tápanyag-diffúzió okozta eltérő tápanyag ellátottság. Ennek függvényében az egyes mikroorganizmus fajok mintegy lemezesen, vagy gömbhéjszerű rétegekben helyezkednek el a tömörebb, szilárdabb mikroorganizmus konzorciumban (Kárpáti, 2015). Az aerob granulált iszap kialakulását döntően a tápanyagok diffúziója, ciklikus ellátottsága, valamint a gyors ülepités és ciklikusan intenzív levegőbevitel (nyíróhatás) eredményezi. Kialakulásában ezen túl az iszappehelyekre, majd kialakuló granulumokra ható, folyadékáramlásból adódó nyíróhatásnak meghatározó szerepe van. A ciklikus tápanyag ellátás és vele a gyors iszapülepitési ciklusok (SBR kialakítás) is fontos szerepet játszanak (Nancharaiaha és Kiran Kumar Reddy, 2018). Az eleveniszap

és a granulált aerob iszap szerkezetét és anyag átalakításaikat a érzékelteti. Nem látható ugyan a 77. ábra képein, de a gyakorlat bizonyította, hogy az aerob granulált iszap nem pirosas golyócskák halmaza, hanem világosabb, sötétebb szürkés golyócskáké, tömörebb részecskéké. A különbség a színükben is éppen a PAH és GAH szervezetek dominanciájának a következménye. Ez a nyersvíz minőségének is függvénye. Sűrűségük is eltérő, így lehetőség van a két iszapfajta szelektált elvételére is.

A granulált aerob iszapos technika megvalósítása tehát a látszólag egyszerűbb, mint a biofilmmé. A granulált aerob iszap azonban csakis bonyolult reaktortechnikával alakítható ki, tápanyag és oxigénellátás szabályozással, s mindenképpen SBR üzemeltetéssel. Ugyan mára már a folyamatos betáplálását is megoldották, de a levegőztetésre, ülepitésre nagyon érzékeny a kialakuló iszapgranulum. A granulált iszap igen érzékeny a terhelés ingadozására is, s ez jelentősen korlátozza a terjedését a gyakorlatban (Franca et al., 2018). Mellékági iszapvíz nitrogénmentesítést végző anammox üzem jelenleg két helyen is van, granulált aerob iszapos ezzel szemben csak véletlenül alakult ki idehaza.

Kedvező adottsága az aerob granulomoknak, hogy a mindenkori levegőztetés mértéke függvényében ugyan, de a mélyebb (magbelső) térségeikben fejlődő heterotrof mikroorganizmusok az oda diffundáló nitrátot redukálják, sőt ezen nitrátredukció során ott foszfor akkumuláló (PAH) mikroorganizmusok kifejlődését is lehetővé teszik. Ez a szennyvíz foszfát tartalmának az egyidejű eltávolítását is biztosíthatja. Az utóbbi mikroorganizmus szelekció azonban a PAH fajok mellett glükogén akkumuláló heterotrof fajok elszaporodásával is jár, ami a szerves anyag biomasszába épülésének a mértékét is növelheti, kisebb oxigénfelhasználást eredményezve a tisztítás során.



77. ábra A mikroorganizmus csoportok elhelyezkedése az átlagosan 30-130 mikron méretű, mechanikailag instabil eleveniszap pelyhekben és a csaknem tízszerese méretet is meghaladó, tömör, szilárd granuláumokban (Winkler et al., 2013, Nancharaiaha and Kiran Kumar Reddy 2018).

PAO- foszfor akkumuláló, denitrifikáló, nitrifikáló, GAO - glükogén akkumuláló mikroorganizmosok;
anaerob, anoxikus, oxikus környezet

Az iszapgolyók kialakulása részben a speciálisan ciklizált tápanyagellátás (SBR), részben a hasonló levegőztetés és üleptetés, a fokozott (intenzív) levegőztetéssel biztosított megnövelt nyíróhatás, valamint speciális extracelluláris polimer kötőanyag termelés iniciálása, valamint pozitív töltésű, kétértékű szerves ionoknak az EPS negatív töltését ellensúlyozó, stabilizáló hatásának tulajdonítható. A kedvező adottságú granulált iszapoknak mintegy 60-80 %-a mindezek eredményeként EPS, s annak is mintegy harmada EPS fehérje, ami feltehetően a hatásos sejt összekapcsolódást, granulum stabilitást biztosítja. A granulációnál keletkező EPS anyagok összetételében a fehérjék részaránya messze nagyobb, mint az eleveniszap mikroorganizmus kapszuláinál, s egyidejűleg jóval hidrofóbak is, azzal is segítve a granulum stabilitását. A granulumokban kialakuló EPS negatív töltésű szerves fragmentumai (poliszacharidok, fehérjék, zsírok, aminosavak, humusszerű polimerek) a kétértékű kationokkal (Ca^{2+} , Mg^{2+} , and Fe^{2+}) destabilizálódnak, míg a foszforcserénél visszaoldódó foszfát ionok ugyanezekkel kicsapódnak, csökkentve a negatív töltésű foszfát-ion kolloid-destabilizáló hatását. Ennek eredményeként a granulumban jelentős lesz az inert foszfát csapadék részaránya (60-70 %), ami viszont a PAH tevékenység ellenében hat.

A granulum kialakulásában azonban alapvető a speciális EPS keletkezése és összekapcsoló hatása, együtt a hidrodinamika hasonló hatásával, illetőleg a fonalas szervezetek fokozott kimosásával, visszaszorításával. A ciklikus tápanyagellátásnak és levegőztetésnek is az az alapvető célja, hogy a gyorsan felvető szerves tápanyagok az anaerob szakaszban kerüljenek felvételre a mikroorganizmusokba (glikogén és poli-hidroxi-butirát), míg a lassan bomlók ugyanekkor kötődjenek, adszorbeálódnak, döntően a nyálkás, ragasztó extracelluláris polimer rétegek révén az iszapgolyócskákba. Utóbbiak azután a levegőztetett ciklusban a hidrolízis révén lassúbb szerves tápanyaganyag ellátást eredményeznek heterotrofoknak. Különösen a gyorsan szaporodó, granulum legkülső felületén elhelyezkedő egyedeknek, megakadályozva az iszapgolyók túlnövekedését, dezintegrációját s biztosítva egyidejűleg a belső rétegek jó tapadását, sűrűsödését, tömörödését.

A granulumokban a kis oxigénkoncentrációjú rétegben lehetséges nitrit-képződés is, ami csökkenti a fajlagos O_2 igényt, s a denitritálódásnál a szerves-C igény is. Kedvező, hogy a nitrit-redukció nitrogénné 1.5-2 – szerez sebességű, mint a nitráté, így kisebb a heterotrof iszapfhozama is, sőt ha vannak a granulumokban anammox MO-k is, az O_2 igény még kevesebb (1. ábra). Esetleg teljesen autotróf is lehet a nitrogéneltávolítás, minimális iszapfhozammal.

Az EPS mikroorganizmusokat összekapcsoló szerepét ugyan ma már elég pontosan ismerik, összetételének alakulásáról, szabályozásáról azonban még kevés ismeret áll rendelkezésre. Ezzel szemben egyértelmű, hogy ez a nyálkás ragasztóanyag jelentősen növelheti a fémionok, továbbá lassan, vagy alig lebomló, többnyire nagy molekulaméretű szerves anyagok megkötését, adszorpcióját, s ezzel eltávolítását a tisztítás során. Kedvező ez a gyógyszermaradványok, háztartási segédvegyyszerek eltávolításánál.

A granulált iszapos megoldások nehezen alakíthatók ki túlzottan híg szennyvizek esetében, mint amilyen egy közvetlen anaerob szennyvíz-metanizáció terméke, vagy a két iszapkörös lépcsős (Böhnke, 1977) AB rendszerű eleveniszapos szennyvíztisztítás első lépcsőjének a terméke. Megfelelően adaptált biofilmmel viszont lehetőség nyílik híg vizekből történő, újszerű, hatékony autotrof nitrogéneltávolításra is, netán anaerob metán oxidálókkal teljessé téve a nitrogéneltávolítást (Xie et al., 2018). Elképzelhető, hogy az utóbbihoz szükséges igen nagy iszapkorú (több száz nap) és igen lassan adaptálódó mikroorganizmus együttes kialakítása membrános iszapvisszatartásra is szükség lesz a biofilmes immobilizáció mellett. A Böhnke megoldás első lépcsője után a víz hideg és híg. Kérdés, hogy a ma még álomnak tűnő anaerob MBR után a víz hőmérséklet milyen. Ha az 15-20 fok fölött maradhatna, a főági nitrogéneltávolítás a második lépcsőben már MBR-el vagy biofilmes megoldással megoldhatónak tűnhet. Egy A/B rendszer második, eleveniszapos lépcsője üzemeltetésének a hazai tapasztalatai bizonyítani látszottak ezt (Thury et al. 2006; 2009). Sajnos annak az optimalizálására ugyanakkor több mint egy évtizede pénz és akarat hiányában nem került sor. Ma már bizonyára hatásosabban megoldható lenne az biofilmes megoldással.

19.6 Iszapgranuláció egy húsüzem előtisztított szennyvize biológiai tisztításánál

Az aerob környezetben bekövetkező iszapgranulálódásnak egy igen érdekes esete működik egy húsüzem SBR megoldásra kiépített eleveniszapos szennyvíztisztítójánál. Ennél nem terveztek iszapgranulációt. A húsüzem egy korábbi, kétmedencés tisztítóját alakították át ilyen üzemmódra, egy további, hasonló méretű medencével bővítve a korábbi medencetereket. A három négyzetes, hosszanti alakú ülepítő műtárgyat SBR üzemmódra alakították át. A szerves tápanyag hiányos lakossági SBR üzemeknél ilyen terhelésnél a

fonalásodás, iszapduzzadás okoz rendszerint üzemeltetési gondot. Ez veszély lehetett ebben az esetben is, mert a biológiai tisztító előtti fizikai-kémiai lépcsővel igen jó lebegőanyag és foszfor eltávolítást biztosítanak. Egyebekben a biológiára kerülő szennyvíz átlagosan 400-1200 mg/l KOI-je és 80-150 mg/l TKN-je a töményebb előülepített lakossági szennyvizekéhez hasonló. Az itteni, előtisztítás után ugyanakkor átlagosan 5 mg TP/l tartalmú víz kerül a biológiai tisztításra. Az SBR egységekre hétköznapokon 1000-1500 m³ közötti szennyvíz érkezik, az élelmiszeripari üzemek hétvégi kisebb termelésének, terhelésének (0-500 m³/d) megfelelően.

A napi 1000 m³ flotált szennyvizet a 3db 1000 m³ térfogatú SBR egység tisztítja medencénként két ciklusban, külön utóülepítő nélkül. Mindegyik térrész elején a nyersvíz bukója (betáplálási vályú szintje) alatt az összes medencetérfogat 20 %-a, szelektornak nevezhető térrész van, melyből a két medenceteret elválasztó bukófal alatt áramlik át a víz a nagyobb medencetérbe. Ez így már csak 800 köbméter az egyes medencék (anoxikus/oxikus/ülepítő) hatékony térfogata. Mivel azonban ennek a fenekén a levegőztető elemek membránjai úgy 40-50 cm magasságban vannak, a jelenlegi üzemmódban stabil, granulált iszap kiülepedés, iszapréteg van, amely tovább csökkenti a hatékonyan működő SBR medenceteret mintegy 700 köbméterre. Az a három medence összes aktív medencetere 2100 m³. A HRT gyakorlatilag 1 nap körüli. A térfogati biológiai terhelés ezzel mintegy 0,5 kg/m³ körüli, tehát elég kicsi. Nincs veszély a granulumok túlnövekedésére, ugyanakkor a levegőztetők alól a kiülő iszapot ciklikusan, rendszerint félévenként-évenként el kell távolítani. Ezt váltott ütemben, mechanikusan végzik a felettük levő víz leeresztése után.

A medencék kiépítése olyan, hogy a szelektor medencékben elvileg a teljes 12 órás ciklus alatt lehetne mechanikus keverés. Természetesen ez az utóülepítés és tiszta víz elvétel (2óra) alatt értelmetlen, ezért akkor le is állítják. A többi időszakban folyamatos ott a keverés. A nagyobb medenceterekben ezzel szemben nincs beépítve mechanikus keverés. Az iszap keverését az oxikus ciklus alatt a folyamatos levegőztetés biztosítja. A betöltést követő anoxikus ciklusban, amely időtartamban közel azonos a levegőztetéssel, rövid levegő aláfúvatással biztosítják az iszap ciklikus felkeverését. A felkeverés utáni hosszabb levegőztetés leállás biztosítja a speciális tápanyag, és annak megfelelő ütemű adagolása mellett granulálódó, gyorsan ülepedő aerob granulált iszap kialakulását.

A korábbiak alapján kiszámolható, hogy az egy ciklusban feladásra kerülő folyadék mennyisége az egyes SBR egységekre 200-250 m³. Ez a folyadékszintet a tisztított víz elvétele után az egyes medenceterekben mintegy 1-1,5 méterrel emeli meg a mindenkori elvétel szabályozásnak megfelelően. A medence feltöltése ugyanis a szabályozás révén mindig ugyanazon szintig történik. Szükségszerűen az elvétel térfogatában egyébként közel azonos a feladással. Az esetenkénti fölösiszap elvétel a kezelőszemélyzet által szabályozott a mindenkori iszapkoncentrációnak megfelelően. Ez az egyes medencékben kiépített iszapzsompokba helyezett szivattyúkkal történik. Ez utóbbit igyekeznek 10 g/l körül tartani, mert ekkor az iszapülepedés a rendkívül széles, s ahhoz képest nem túlzottan mély (hagyományos finombuborékos levegőztetés) üzemi SBR medencében alig több mint negyed óra alatt végbemegy. Az iszap inert tartalma egyébként mintegy a szárazanyagának a harmada. Ez is növelheti valamelyest a granulomok sűrűségét, ülepedési sebességét. Gyakorlatilag fél és 1 literes menzúrákban is 5 perc alatt a 30 %-ára, 60 perc alatt a 25 %-ára sűrűsödik a kiülepedett iszap (4. ábra).



5' ülepedés, s ekkor a finom rész kiesése

30' ülepedés utáni iszap és tiszta rész

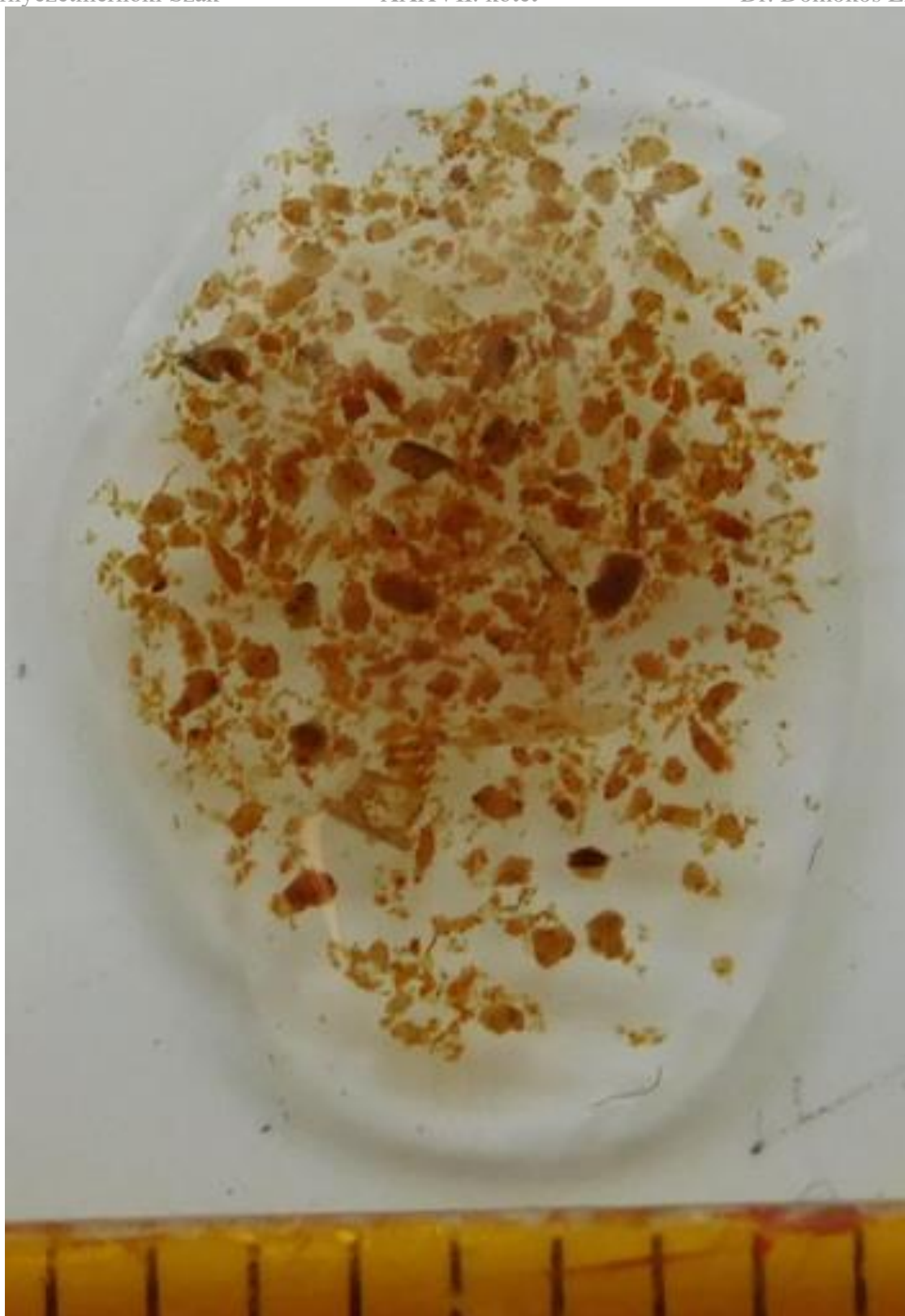
78. ábra A húsipari üzem SBR egysége iszapjának az ülepedés

A finom lebegő részek ugyanakkor mintegy egy óra alatt döntő részükben kiülepednek a tisztított vízből. A tiszta víz elvétele ezután a felszín alól még egy teljes óráig tart. A üleptetés két órás időtartama alatt a szennyvíz tisztításánál kialakult granulált iszap a rosszabbik esetben is az eredeti térfogatának (folyamatos levegőztetés leállításával) a 25 %-ára sűrűsödik (18. táblázat). A különbség oka a menzúrák eltérő hossz/átmérő arányai. Megállapítható azonban, hogy a 4 méteres kevert vízréteg esetében mintegy 1 méteres iszapréteg alakul ki a levegőztető elemek fölött. Az iszapréteg fölött a tiszta vízfázis 3 méter, melyből maximálisan a fele kerül elvételre az üleptetés utolsó órájában. A 60 perc tehát elegendő a finomabb iszapfrakció kiülepedéséhez is.

A 4. ábra alapján megállapítható, hogy granulált iszap finomabb frakciója a felső vízfázisból valamivel lassabban ülepedik, mint a nagyobb granulátumok. A granulált iszap egy része nagyon aprónak tűnik. A 79. ábra alapján ez láthatóan döntően a 0,1-0,6 mm részecskeméret tartományba esik, de sok apróbb rész is van közöttük. Az alakjuk talán messze nem szabályos gömbszerű, de sima a felületük, fonalas kinövések nem figyelhetők meg rajtuk.

18. táblázat A vizsgált húsüzem granulált iszapjának ülepedése fél és egy literes menzúrában. (két különböző időpont iszapülepedés vizsgálata)

Idő	Térfogat	Magasság	Iszapszint süllyedés	Idő	Térfogat	Magasság	Iszapszint süllyedés
perc	ml/liter	cm	cm/perc	perc	ml/liter	cm	cm/perc
Start	500	34,6		Start	1000	34,6	
1	280						
3	110	7,6	9				
5	105			5	300	10,4	5
10	102			10	260		
30	101			30	250		
60	100			60	245		

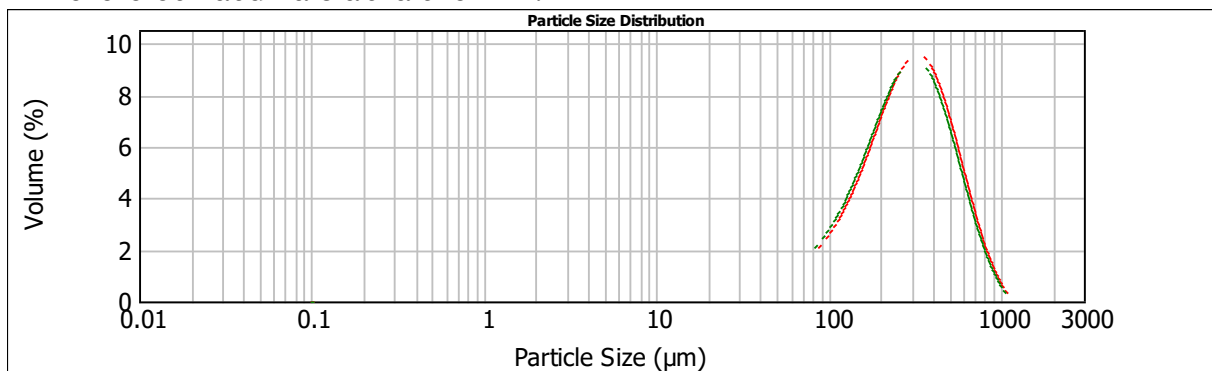


79. ábra A húsüzemi aerob granulált iszapjának a szétterült, kiüledett iszapcsepről készített felvétele (1 skálaosztás = 1 mm).

Az iszap szemcseeloszlását lézerdiffrakciós méréssel pontosítottuk. Eszerint a részecskék

10%-ának átmérője	97,5 mikrométer alatt van
50%-uk átmérője	274,6 mikrométer alatt van
90%-uk átmérője	574,5 mikrométer alatt van
az átlagos átmérő	310,8 mikrométer, ami 0,31 mm

A méreteloszlásuk a 6 ábra szerinti.



80. ábra a húspari tisztítóban keletkezett granulált iszap részecskéinek a méreteloszlása.

(A mérések a Pannon Egyetem Bio-nanotechnológiai és Műszaki Kémiai Kutatóintézetében készültek Malvern Mastersizer 2000 (Malvern Instruments, UK) készülékkel.)

Itt az iszapnak nincs olyan szűrőhatása, mint az eleveniszapnál. Ennek ellenére az egy órás ülepedési idő, valamint a maradék másfél méteres vízréteg kellő biztonságot ad a tisztított víz minőségét, elsősorban lebegőanyag tartalmát illetően. Mivel abból adódik a tisztított víz KOI szennyezettsége másfélszeres szorzóval, megbecsülhető, hogy a lebegőanyag tartalma jóval a határérték alatt lesz. Ez egyébként az utóülepítésnél elvett víz szűrt KOI-jének az értékéből ugyanígy igazolódik.

Nagyon fontos az adott SBR tisztítóban, hogy a vízelvételt követő feltöltés alatt csak a szelektorban van mechanikus keverés, miközben a folyadékszint mindkét medencetérben egyformán emelkedik. Az elvétel végén a szelektor 200 m³-es terében 133 m³ folyadék marad, amire 200-250 m³ friss flotáltvíz érkezik, s azzal töltődik fel 200 m³-re, míg többlet víz a bukófal alatt átáramlik a nagyobb medencetérbe, ott is a maximális szintig töltve azt. A flotálót egyébként a vízelvétel kezdetén indítják, s a végén állítják le. Kiegyenlítő tárolótér a flotált vízre nincs. Megállapítható, hogy a medencék anoxikus ciklusának a végére csökken azokban a nitrát koncentrációja minimálisra.

A nagymedencéből a szelektorba egyébként egyáltalán nincs sem tiszta víz, sem iszapos víz, sem iszap visszavezetés. Ugyanakkor a medenceterek feltöltését követően a nagyobb medencetérben rögtön indul a rövid idejű anoxikus felkeverés, majd az beállított gyakorisággal és ideig ciklikusan történik a folyamatos levegőztetés beindításáig. A ciklikus fellevegőztetés lehetővé teszi a nagymedencében a ciklikus denitrifikációt.

A fentiek, és számításaink alapján az eleveniszapos iszapkor 30 nap fölöttire adódik a tisztítóban. Természetesen ilyen iszapkornál és vízhőmérsékletnél az adott koncentrációjú redukált nitrogén megfelelő eltávolítása még eleven iszap esetében is biztosított lehet. A tisztított víz KOI-je <75 mg/l, NH₄-N koncentrációja <5 mg/l, a nitrát-nitrogénjéé <18 mg/l, TP-je <2 mg/l.

19.7 Konkluzió

A szerves anyag kémiai energiája könnyen kinyerhető energia a lakossági szennyvizekben. A nitrogénnek (ammóniumnak) csak az a része nyerhető vissza, hasznosítható a természetben, ami a szennyvíziszapba kerül. A többi eltávolítása egyértelmű energiaigény. Egyrészt az oxigén bevitelének energiaigénye, másrészt az iszapba rögzítésének a szerves anyag igénye. Az utóbbi ennek kapcsán további energiaveszteség, vagy felhasználás. A nitrogén eltávolításának a jelenlegi lehetőségei ezeket a költségeket csak csökkenteni tudják. Ez részben talán az aerob granulált iszap szélesebb körű alkalmazásával érhető el. Jelenleg azonban ez a megoldás a membránhoz hasonlóan az iszapkoncentráció növelésével éri el az üzemeltetésnél ezt a hatást. Fokozzák ugyan ezt a vízmagasság növelésével is, de a membránnak, s a granulált iszapnak is megvannak a beruházásigény oldalán a maguk kedvezőtlen hatásai. A főági anaerob ammónium eltávolítási üzemesítésének hiánya további fejlesztést fog eredményezni a jövőben ezen a ma még alig kutatott területen.

19.8 Hivatkozások

- Böhnke, B. (1977) Das Adsorptions – Belebungsverfahren, Korrespondenz Abwasser, 24. 121-127.
- Gogina, E., Gulshina, I. (2015) Simultaneous nitrification and denitrification with low dissolved oxygen level and C/N ratio Procedia Engineering 153 (2016) 189 – 194.

- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács, Zs. (2014) Szennyvíztisztítás korszerű módszerei. Környezetmérnöki tudástár, Pannon Egyetem, XXXVI. kötet. pp. 256.
- Fazekas, B., Gulyás, G., Kárpáti, Á. (2015) Merre tovább lakossági szennyvíztisztítás. Szennyvíztisztítás fejlődése napjainkban és kapcsolódó ismeretek. Ismeretgyűjtemény, 21. füzet. Pannon Egyetem, Szerk.: Kárpáti, Á. 41-53.
- Fazekas, B., Kárpáti, Á., Kovács, Zs. (2015) Biofilmes eleveniszapos hibrid szennyvíztisztítás. Környezetmérnöki tudástár, Pannon Egyetem, XXXII. kötet. pp. 180.
- Francaa, D. G. R., Pinheiroa, H. M., van Loosdrecht, M.C M., Lourençoa L. D. (2018) Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. *Biotechnology Advances* 36, 228–246.
- Henze, M., Mladenovslij, C. (1991) Hydrolysis of particulate substrate by activated sludge under aerobic, anoxic and anaerobic conditions. *Wat. Res.* 25 No 1.
- Kovácsné – Benkó, Zs., Kurucz, P., Bognár, F. (2015) A gyöngyösi szennyvíztisztító telep működés optimalizációja VIRON PLUSZ 40 új generációs koagulálószer használatával. *Vízmű Panoráma*. 2015(6) 16-20.
- Liu, Y (Ed.) *Wastewater Purification - Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors*. CRC Press. 2008 by Taylor & Francis Group, Boca Raton p. 311.
- Nancharaiaha, Y.V., Kiran Kumar Reddy, G., (2018) Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications – Review. *Bioresource Technology* 247, 1128–1143.
- Ni, B. J. (2013) Formation, characterization and mathematical modeling of the aerobic granular sludge, Springer, Berlin-Heidelberg. p 348.
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., Van Loosdrecht, M. C. M. (2015) Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Wat Res*, 84, 207-217.
- Sarma, S. J., Tay, J. H. and Chu, A. (2017) Review - Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology Saurabh Jyoti Sarma,¹ Joo Hwa Tay,^{1,*} and Angus Chu¹ *Trends in Biotechnology*, Vol. 35, No. 1, 66-78.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003> ©
- Shi, Y., Huang, J., Zeng, G., Gu, Y., Chen, Y., Hu, Y., Tan, B., Zhou, J., Yang, Y., Shi, L, (2017) Exploiting extracellular polymeric substances (EPS) controlling strategies for performance enhancement of biological wastewater treatments: An overview, *Chemosphere* 180 396-411.
- Timothy, R., Kent, T. R., Bott, C. B., Wang, Z. W. (2018) Research review paper - State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors.

Biotechnology Advances xxx (xxxx)

<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>

- Thury, P; Fodor, M, Kárpáti, Á (2006) Unique N-removal in the Wastewater treatment, ICEEM/ 03 Conference, Iasi, Romania, September 21-24., ISSN:1582-9596, Vol. 5, No3. 359-366.
- Thury, P., Fazekas, B., Pásztor, I., Pitás, V., Balasko, L., Kárpáti, A. (2009) Novel N removal with some industrial realisation in Hungary, Hungarian Journal of Industrial Chemistry, Vol. 37 (1) 5-9.
- Xie, G. J., Liu, T., Cai, C., Hu S., Yuan, Z. (2018) Achieving high-level nitrogen removal in mainstream by coupling anammox with denitrifying anaerobic methane oxidation in a membrane biofilm reactor. Water Research 131, 196-204.
- Winkler, M.-K.H., Kleerebezem, R., de Bruin, M.M., Verheijen, P.J.T., Abbas, B., Habermacher, J., van Loosdrecht, M.C.M., (2013) Microbial diversity differences within aerobic granular sludge and activated sludge flocs. Appl. Microbiol. Biotechnol. 97, 7447–7458.

A cikk a Vízmű Panoráma 2019 második számában jelent meg.

**A cikkgyűjtemény forrásai:
Szennyvíztisztítás fejlődése napjainkban
és kapcsolódó ismeretek**

**Ismeretgyűjtemény 21. füzet
Szerk.: Kárpáti Árpád**

Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet
2015

Tartalomjegyzék

<i>Új szennyvíztisztítási technológiák</i>	
<i>Kárpáti Árpád, Pannon Egyetem,</i>	<i>3</i>
Energia és költségínség a szennyvíztisztításban	
<i>Kárpáti Árpád, Pannon Egyetem,</i>	<i>13</i>
Víz – szennyvíz mint energiaigény és megújuló energiaforrás	
Bányai Zsuzsanna - Pitás Viktória - Reich Károly - Kárpáti Árpád Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet,	22
Szennyvíztisztítás és élelmiszer alapú biogáz-gyártás energia és iszapmaradék problémái	
Fazekas Bence, Gulyás Gábor, Kárpáti Árpád, Pannon Egyetem,	30
A szennyvíztisztítás elmúlt évszázada, jelenlegi energia problémái	
Fazekas Bence - Kárpáti Árpád, Pannon Egyetem,	37
Merre tovább lakossági szennyvíztisztítás	
Fazekas Bence - Gulyás Gábor - Kárpáti Árpád Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet	41
A térfogati terhelés növelésének lehetőségei, korlátjai a lakossági szennyvizek tisztításánál.	
Dr. Kárpáti Árpád, Pannon Egyetem,	53
Iszaphozam csökkentés az eleveniszapos szennyvíztisztításban	
Pitás, V. – Fazekas, B. - Kárpáti, Á., Pannon Egyetem,	63
Szennyvizek és szennyvíztisztítási maradékok újrahasznosítása, komposztálás	
Kárpáti Árpád, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki	82
Szennyvíztisztítás, mezőgazdasági biogáz gyártás és hulladéklerakók metántermelésénél jelentkező humifikáció és következményei	
Gulyás Gábor ¹ , Fazekas Bence ² Kárpáti Árpád ² , Pitás Viktória ¹ , Thury Péter ¹ 1-PureAqua Kft. Veszprém, 2-Pannon Egyetem, Veszprém	93
A komposztálás kérdései gyártó és felhasználó oldaláról	
Gulyás Gábor ¹ - Kárpáti Árpád ¹ - Baki Csaba ² , Kosár Gábor ³ – Horváth András ⁴ – Kovácsné Benkó Zsuzsa ⁵ - Mészáros Imre ⁶ 1 - Pannon Egyetem, 2 - Pápai Vízmű; 3 - VASIVÍZ Zrt.; 4 - Bakonykarszt Zrt.; 5 - Gyöngyösi Városgazd. Váll. 6 - Soproni Vízmű Zrt.	101

Membrános iszap-szeperáció a lakossági szennyvizek tisztításában / Szennyvíz foszfor tartalma újrahasznosítás kérdése

Fazekas Bence – Dr. Kárpáti Árpád – Román Pál

Ismeretgyűjtemény 22. füzet

Szerk. Dr. Kárpáti Árpád

Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet

2017

Tartalomjegyzék

Membrántechnológia beillesztésének lehetőségei a szennyvíztisztítók üzemmenetében	1
Kárpáti Árpád	
Hagyományos eleveniszapos szennyvíztisztítás bővítése ultraszűrős iszapszeperációval	35
Kárpáti Árpád	
Anaerob rothasztók üzemének ellenőrzése biokémiai paraméterek alapján	51
Román Pál	
Szennyvíziszapok - újrahasznosítási lehetőségeik – EU gyakorlat	63
Kárpáti Árpád	
Szennyvíziszap égetés hamujának jelenlegi sorsa távlati hasznosíthatósága	80
Kárpáti Árpád	
Környezetbarát szoláris iszapszárítás és komposztálás magnézium-oxid adagolással	93
Fazekas Bence - Kárpáti Árpád	

Szennyvíziszap rothasztás alapjai és üzemi megvalósítások

Ismeretgyűjtemény 23. füzet

Szerk. Dr. Kárpáti Árpád

Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet

2017

Tartalomjegyzék

Oláh József* – Öllős Géza** – Palkó György* – Rása Gábor* – Tarjányiné Szilvia* (* – FCsM Zrt.; ** – BME, Prof. emeritus)	
http://statex.hu/cikkek/Anaerob_alapfolyamat_I.pdf	
Anaerob lebontás alap-folyamata és a rothasztók ellenőrzése I.	2
Oláh József* – Öllős Géza** – Palkó György* – Rása Gábor* – Tarjányiné Szilvia* (* – FCsM Zrt.; ** – BME, Prof. emeritus)	
http://statex.hu/cikkek/Anaerob_alapfolyamat_II.pdf	
Anaerob lebontás alap-folyamata és a rothasztók ellenőrzése II.	19
Kárpáti, Á. (2004) Pannon Egyetem (kivonatok Vesilind, P. A. - Spinosa, L. (Szerk.) Sludge into Biosolids. IWA Publishing 2001. c. könyvből: Vesilind, P. A. - Spinosa, L. (1 fejezet - p. 3-18) és Dohányos, M. - Zábranská, J. (2-5 fejezetek - p. 223-241) Ismeretgyűjtemény 6. füzet 1-19.	
Rothasztók üzemeltetése	37
Kárpáti, Á. Pannon Egyetem, MASZESZ Hírcsatorna 2018 (megjelenés)	
Lakossági szennyvíziszapok és rothasztásuk tapasztalatai.	
-ollózás a „Rothasztás” hazai nagykönyvből, apró kiegészítésekkel-	55
Kárpáti, Á. – Kiss, G. - Volf B., MASZESZ Hírcsatorna 2018 (megjelenés) Pannon Egyetem, Veszprém; VASIVÍZ Zrt., Szombathely, Bakonykarszt Zrt., Veszprém	
Biogáz termelés növelése a szennyvíztisztításnál együtthrothasztással	75
Oláh, J.– Palkó, Gy.– Szilágyi, M.– Barabás, Gy.- Gyarmati, I.– Tuba, L. (FCsM Zrt.) MASZESZ Hírcsatorna 2016 (máj-jun) 3-13.	
Anaerob szennyvíziszap rothasztás	93
Román Pál - Oláh József (FCsM Zrt.) (2016) Hidrológiai Közlöny 96 évf.(4) 61-69.	
Az aerob iszapstabilizációs eljárások értékelése.	108-115
Dr. Kárpáti Árpád	Szennyvíztisztítás a XXI. század elején