

## 2000 LE-nél kisebb telepek szennyvíztisztítási technológiái

**Dr. Kárpáti Árpád**

Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék

### Bevezetés

A címet talán jobb lenne úgy megfogalmazni, hogy az ilyen terheléshez szóba jöhető, vagy alkalmas szennyvíztisztítási technológiák. A szóba jöhetőség azonban túlzottan elvi, általános, hiszen megfelelő biológiai és hidraulikus terhelés és kialakítás, szabályozás, ellenőrzés esetén szinte mindegyik ismert módszer szóba jöhet, alkalmazható. A költségeik szempontjából ezeken túl meghatározó a tisztítás minőségi előírásainak országos és lokális szabályozása is, ami a (kiépítési és üzemeltetési) engedélyezhetőség kérdését is szabályozza.

Az utóbbiak kapcsán felvetődik, hogy az engedélyezhetőség jogi-műszaki kritériumai nem is biztos, hogy összhangban vannak a tényleges alkalmazhatóságával, megfelelőségével. Az előzőhöz a technológia hivatali regisztráltsága, valamint hatósági építési engedélyi jóváhagyása kell. Sajnos az alkalmassága ezt követően még nagymértékben függ a kiépítés megfelelőségétől s az üzemeltetéstől is, ami csakis a műszaki átadás, valamint a próbatüzet során derül ki egyértelműen. Mindegyik javítható ugyan utólagosan is, de az már komplikációkkal jár. Mindezekkel együtt is sokféle technológia alkalmas lehet az ilyen szennyvíz és biológiai terhelés előírás szerű kezelésére (határértékre történő csökkentésére).

A fentiek alapján szükségszerű, hogy az előzetes vízjogi engedélyezésnél csakis az említett regisztráltságot, sőt talán azt se vegyék figyelembe, hiszen ténylegesen csak a technológia tervezője, kivitelezője, s üzemeltetője közös garanciájával biztosítható a megkívánt tisztítási hatások. Mivel az utóbbiak mindegyik fél részére teljesítmény-garanciális megkötések, a hatóság joggal csak a garancia nélküli felügyelő szerepét vállalhatja. Az ellenkezőjét csak akkor tehetné, ha megfelelő tervezési szabvány, vagy rendeleti technológiai besorolás biztosítaná állásfoglalásához a támpontot. Az alkalmas, vagy alkalmasabb kérdésében csakis ezek alapján dönthetne. Még ilyenkor is kérdéses lenne a sok apró különbség, technikai variáció szükségességének, megbízhatóságának és eredményességének a megítélhetősége. Ezért is gyakorlat az előzetes vízjogi engedélyek garancia nélküli hatósági jóváhagyása még azt megelőzően, hogy a teljesítmény-garanciális megkötések létrejönnek.

Az engedélyező, valamint az egyetértési joggal rendelkező, majd később a folyamatos üzemeltetést ellenőrző hatóság kezében a megfelelő jogi szabályozással előírt cél, a befogadók védelme, bebocsátási határértékének biztosítása az egyértelmű mérce és szabályozó eszköz. Szükségszerűen ugyanaz az egyik kiindulási pontja a technológiák tervezőinek is. A technológiák alkalmasságának vizsgálatánál ezért megfontolásaink kiindulási pontja is ugyanez kell, legyen. Csak ezt követheti a biotechnológiák elvi lehetőségeinek, s gyakorlati kiépítési változatainak a bemutatása, értékelése.

### Víztestbe történő használtvíz bevezetés követelményei < 2000 LE kategóriában.

A szennyvíztisztítás feladatának részletezése nélkül, melyet már írásban is oly sokszor rögzítettünk, a hazai környezetvédelem-politika erre vonatkozó előírását kell először is megvizsgálni. Hogy azonban a politika megfelelőségét is értékelhessük, azt az aktuális nemzetközi jogi rendszer összehasonlításával kell megtennünk. A szélesebb érvényűből kell közelítenünk hazánk helyi specifikációjához. Ehhez előbb a szövetségi előírásokat, majd a

fejlettebb, tőkeerősebb országok, azt követően a közvetlen környezet, s végül a magyar rendelkezések előírásainak a vonatkozó részeit idézzük a következő táblázatokban.

1. táblázat: EU 271/1991 ajánlása a < 2000 LE terhelésű kommunális szennyvíztisztítók kibocsátási határértékeire. (Határértékek üzemméret szerint / LE - 60 g BOI<sub>5</sub>/fő d/)

Jellemzők, mg/l / Kategória	< 10 ezer LE
BOI <sub>5</sub>	25
KOI	125
Összes lebegő anyag - TSS	60
Összes nitrogén - TN	-
Összes foszfor - TP	-

Ezek a határértékek minimum igények (EU), melyek országonként a körülmények, helyi adottságok, területi érzékenységek függvényében szigoríthatók. Az EPA előírásai hasonlóan csak minimum értékek a tagállamok számára (2. táblázat). Az egyes tagállamok hatóságai ezen túl, az EU államaihoz hasonlóan szigorúbb előírásokat is érvényesíthetnek ugyanolyan megfontolásból. A tápanyagok tekintetében láthatóan itt sincs általános előírás, még a nagyobb üzemméretek esetén sem (Pásztor, 2003).

2. táblázat: Az EPA (USA) minimálisan teljesítendő kibocsátási határértékei.

Jellemzők*, mg/l	30 napos átlag	7 napos átlag	30 napos átlagos eltávolítási hatások
BOI <sub>5</sub>	< 30	< 45	> 85%
KOI (BOI <sub>5</sub> helyett)	< 25	< 40	> 85%
Lebegő anyag	< 30	< 45	> 85%

\* Mindhárom előírásnak teljesülnie kell

3. táblázat: A németországi befogadó határértékek a < 2000 LE terhelésű kommunális szennyvíztisztítókra. (Határértékek üzemméret szerint / LE - 60 g BOI<sub>5</sub>/fő d/)

Jellemzők, mg/l / Kategória	< 1 000 LE	1 000-5 000 LE
BOI <sub>5</sub>	40	25
KOI	150	110
NH <sub>4</sub> -N	-	-
Összes-N	-	-
Összes-P	-	-

4. táblázat: Ausztria szennyvíz befogadóra előírt határértékei a < 2000 LE terhelésű kommunális szennyvíztisztítókra. (Határértékek üzemméret szerint / LE - 60 g BOI<sub>5</sub>/fő d/)

Jellemzők, mg/l / Kategória	50-500 LE	500-5 000 LE
BOI <sub>5</sub> <sup>f)</sup>	25	20
KOI <sup>f)</sup>	90	75
TOC	30	25
NH <sub>4</sub> -N <sup>a)</sup>	10	5
Összes N eltávolítás	c)	c)
Összes N eltávolítás	c)	c)
Összes P	c)	1,5 <sup>d)</sup>
(PO <sub>4</sub> ) <sup>3-</sup>	c)	1,0 <sup>d)</sup>

c) nincs határérték,

d) 1 000 LE felett érvényes, alatta c) előírás van érvényben,

f) A lebegő és ülepedő anyagok mennyiségét a BOI<sub>5</sub> és KOI limitálja.

Nyilvánvalóan az f) pont érvényes a SZOE mennyiségére is, amit azonban a magyar rendelkezések a lebegőanyaggal együtt mindig külön is előírnak.

5. táblázat: Szennyvíztisztítók kibocsátási határértékei Csehországban (Pásztor, 2003)  
(Határértékek üzemméret szerint / LE - 60 g BOI<sub>5</sub>/fő d/)

Jellemzők, mg/l / Kategória	<50 LE	<500 LE	<5 000 LE
BOI <sub>5</sub>	80	60	50
KOI	-	-	170
Összes lebegő anyag - TSS	65	55	45
NH <sub>4</sub> -N	-	-	-
Összes-P	-	-	-

A németországi szabályozáshoz hozzá tartozik, hogy tartományi szinten, tehát a hazai, mondhatnánk felügyelőségi rendszer megfelelőjeként helyi szigorításokra még sor kerülhet. Teszik ezt azért is, mert ott ténylegesen érvényesül a befogadók terhelésének megfelelő visszacsatolással történő szabályozás is.

A vizsgált országok közül 2000 LE alatti tartományban általános érvénnyel csak Ausztria ír elő korlátozást a szerves tápanyagok (N és P) közül az ammóniumra és foszforra, nyilvánvalóan a talajvízei ammónium szennyezésének, valamint hegyi tavai eutrofizációs veszélyének a csökkentése érdekében. Ez az olyan sziklás felszínnel, s ennek megfelelően vékony fedő talajréteggel rendelkező országoknál, mint nyugati szomszédunk, érthető.

Láthatóan mindegyik szabályozásnál a kis szennyvíztisztítók mérettartományában fokozottan az üzemméret függvényében állapították meg a határértékeiket. Ezen túl még érdemes elgondolkodni az amerikai előírás csúszó átlag határértékéről is, amely a jogszabályalkotók hasonlóan nagy gyakorlati érzékéről, tapasztalatáról árulkodik. Az EU ajánlat is igyekszik a pontmintázás, és az üzemeltetés hibalehetőségét valami hasonló valószínűség figyelembe vételével beépíteni, de az EPA (USA) gyakorlatánál megoldása még kezdetlegesebb.

Magyarországon 2005. január 1-ig a (4/1984. (II. 7.) OVH rendelet) határértékei érvényesek a meghatározó szerves anyag, illetőleg növényi tápanyag tartalmat illetően (kémiai és biológiai oxigénigény -KOI, BOI<sub>5</sub>-, lebegőanyag, nitrogén-formák és az összes foszfor tartalom). Ezeket a 6. táblázat pontosítja.

6. táblázat: A 4/1984. (II. 7.) OVH rendelet jelenleg is érvényes határértékei a < 2000 LE terhelésű kommunális szennyvíztisztítókra. (Határértékek üzemmérettől független)

Jellemzők	Térségi kategóriák					
	I	II	III	IV	V	VI
KOI	50	75	100	100	150	200
Lebegőanyag	100	100	200	200	500	200
NH <sub>4</sub> -N	2	5	30	10	30	10
NO <sub>3</sub> <sup>- a)</sup>	40	50	80	80	-	80
Összes-P – TP <sup>a)</sup>	1,8	2	2	2	-	2

a) III – IV, valamint a VI osztályokban csak állóvízbe, vagy abba torkoló kisebb befogadóba történő bevezetés esetén érvényes a határérték, egyebekben nincs korlátozás.

A regionális hatóságoknak, felügyelőségeknek az a joga, hogy a határértékeket a helyi érdekek függvényében bárhol szigoríthassák, továbbra is fennáll. Az értékek ennek megfelelően itt is csak

tájékoztató jellegűek, bár a < 2000 LE üzemméretre általánosságban így is messze szigorúbbak az ammónium-nitrogén tekintetében a fentiekben bemutatottaknál.

A ma is érvényes 1984 évi hazai szabályozás a más országokban általánosan alkalmazott gyakorlattól eltérően láthatóan üzemmérettől függetlenül, csakis a befogadók szennyezettsége, terheltsége és vízhozamai (hígító hatása) figyelembevételével differenciál. Gyakorlatilag ugyanezt tette a 2000 LE alatti méretű települések szennyvíztisztítását 2003 január 1-től szabályozni tervezett, "EU harmonizált", bár visszavonásra került 9/2000 sz. rendelet is (7. táblázat) a 10000 LE alatti terhelésű szennyvíztisztítók esetében, ahol pedig a külföldi gyakorlat alapján ennek nyilvánvalóan különös fontossága lehet.

7. táblázat: A felszíni vízi környezetbe közvetlenül bevezetésre kerülő szennyvizek országos területi kibocsátási határértékeinek tervezett (9/2002 sz. visszavont rendelet) értékei.

Jellemzők, mg/l	1 - Balaton és vízgyűjtője	2 - egyéb védett területek	3 - általános
pH	6,5 – 8,5	6,5 – 9	6 – 9
Bikromátos oxigénfogyasztás - KOI <sub>k</sub>	50	75	150
Biokémiai oxigénfogyasztás - BOI <sub>5</sub>	15	25	50
Ammónia-ammónium-nitrogén -NH <sub>4</sub> -N	2	5	10
Összes nitrogén - N <sub>összes</sub>	15	30 <sup>1</sup>	50
Összes foszfor - P <sub>összes</sub>	0,7	2	10
Összes lebegőanyag - SS	35	100 <sup>1</sup>	200
Szerves oldószer extrakt - (olajok, zsírok)*	2	5	10
Coliform szám(i=individuum=egyed) <sup>2</sup>	10 i/cm <sup>3</sup>	10 i/cm <sup>3</sup>	10 i/cm <sup>3</sup>

\* - állati és növényi zsiradék esetén a határérték háromszoros

- (1) A Velencei-tó és a Fertő-tó és vízgyűjtője területén a 240/2000. (XII. 23.) Kormányrendelet alapján az (1.) kategória határértéke érvényes.
- (2) A közegészségügyi hatóság által fertőtlenítésre kötelezett üzemek esetében előírandó határérték.

A bemutatott paraméterek közül Ausztria és Németország esetében a hazainál nagyobb KOI és BOI<sub>5</sub> értékeken is érdemes elgondolkodni. Sokkal fontosabb azonban az ammóniumra, összes nitrogénre és foszforra vonatkozó határértékeik vizsgálata. Láthatóan ezeket illetően csak Ausztria ír elő határértéket. Ennek az okát már az előzőekben pontosítottuk. Ausztria téli nitrifikációs előírása nagyon költséges igény, de a téli turizmusuk eredményezte speciális terheléseloszlás részben indokolhatja. Más kérdés, hogy ennek megfelelően náluk a téli szennyvízhőmérsékletet éppen a vendégek nagyobb téli vízhasználata a kisebb, koncentráltan kiépített turistaközpontokban más országokétól eltérően jelentősebben megemelheti. Talán ezért is mertek előírni ennyire szigorú nitrifikációs követelményt az adott időszakra a megfelelő idegenforgalmi bevételt is biztosító környezetre.

Magyarországon napjainkig a téli vízhőmérséklet nitrifikációt szabályozó hatását sajnos még nem sikerült az előírásokban érvényesíteni. Láthatóan a legáltalánosabb védettségű, pontosabban legkevésbé veszélyeztetett területeinken is télen, akár olyan vízhőmérsékletnél is, ahol a nitrifikáció egyértelműen leáll, a tisztításnak 10 mg/l elfolyó ammónium-N tartalmat kellene biztosítani. Egy ősi mondás szerint minden törvény annyit ér, amennyi abból betartható. Nos a téli nitrifikáció feltétel nélküli megkövetelése miatt a hazai szennyvizes rendelet mindenképpen hagy kívánni valókat maga után. Egyébként a visszaállított rendelet nem is EU konform. Hogy azért ki a felelős, nem érdemes keresni. Itt inkább a felelőség következményéről érdemes gondolkodni, hogy az előírás megszegéséért ki, mennyiben felelős, s azért milyen mértékben szankcionálható.

## Talajba történő használtvíz bevezetés, elszivárogtatás követelményei

Már korábban hangsúlyoztuk, hogy a befogadók védelme mellett a talajvíz minőségének védelme is feladata a szennyvíztisztításnak. Vizsgálni kell ezért a minőségi előírást arra az esetre is, amikor a tisztított víz befogadója a talaj (Kárpáti, 2002). Ez a kis tisztítók esetében egyébként is összehasonlíthatatlanul gyakoribb, mint a nagyoknál, ami természetes az elszivárogtatáshoz szóba jöhető talajfelület vagy talajtérfogat (talajszűrés) miatt. Ez a tisztított víz elhelyezési megoldás nagyobb gyakoriságú lehet a jövőben hazánkban akkor is, ha jelenleg a nagyon kis települések szennyvíztisztítását is csatornázással, centralizáltan kívánják biztosítani. Ezeknél ugyanis igen sok esetben a befogadó hiányzik, esetleg sokszor éppen a tisztító víz elfolyása maga alakítja ki azt.

A decentralizált szennyvíztisztítás lényege éppen az, hogy ritkán lakott térségekben lehetővé teszi a befogadó elhagyását, illetőleg a tisztított víz elöntözéssel, talajvíz feltöltéssel történő újrahasznosítását. A talajba történő tisztított víz elszivárogtatásra vonatkozó minőségi követelmények ugyanakkor megegyeznek az egyes térségekben a befogadó vízfolyásokra érvényes előírásokkal. Ez a foszfortartalom tekintetében teljesen indokolatlannak tűnik, de a nitrogéntartalmat illetően is megkérdőjelezhető. Más országok előírásai ebben a tekintetben is mérsékeltebbek. Elég persze ebben az esetben az évezredes gyakorlattal rendelkező trágyázás jelenlegi jogi szabályozását végiggondolni. Ennek alapelvei a következők:

- trágyázni csak ott lehet, ahol a talajvíz minőségét az nem károsíthatja,
- a trágyával csak megfelelő ütemben szabad a talajba a növényi tápanyagokat bevinni, hogy azt a rajta élő növényzet kellően hasznosítani is tudja,
- a bevitt tápanyagok ne juthassanak, mosódjanak le a vízadó talajrétegbe (szerves anyag, ammónium-, nitrát-, vagy foszforszennyezés),
- a trágyázást csakis a lakóterületektől megfelelő távolságban, s biztonságos technika alkalmazásával lehet végezni (kivéve a házi-kertészetet, ami nem szabályozott és nem is ellenőrzött, a növényvédő-szerek talajszennyezésével egyetemben).

Az utóbbi pont egyébként az, amit a zárójelben kiemelt rész általános gyakorlata miatt a tisztított szennyvizek öntözésre vonatkozó lakossági szabályozás vonatkozásában ismételtén át kell gondolni, mielőtt a lakóterületeken belüli szennyvíztisztítás és talajba történő elszivárogtatás bármiféle kombinációs lehetőségével foglalkoznánk.

A trágyázás feltételrendszerét a lakossági szennyvizek talajban történő elhelyezésére értelmezve annak természetesen ugyanazon igénypontokat kellene teljesíteni. Első a megfelelő technika kialakítása. Ennek a föld felszínén élő ember felé megfelelően zártnak kell lennie, ugyanakkor a talaj biológiai folyamatainak, az abba bejuttatott tápanyagok (szerves anyag, ammónium és szerves nitrogén, nitrát, foszfát) feldolgozását, immobilizálását is biztosítani kell. A talajba bejuttatott víznek abból vagy teljes mennyiségében el kell párolognia a felszíni párologás és a növények respirációja révén, vagy a mélyebb talajvízbe jutó részének annyira meg kell tisztulnia, ami a mesterséges talajvíz feltöltések előírásait is kielégíti.

A foszfor tekintetében mindenképpen megállapítható, hogy a talajon, talajvízen keresztül nem jelent különösebb veszélyt az emberre, különben jelentős dózisban történő adagolása a coca-cola esetében is betiltásra kerülne. A többi élelmiszeripari termékénél feltehetően azért korlátozott a mennyisége, hogy minél kevesebb jusson az emberen keresztül végül is a szennyvizekbe. Látszik, hogy nem a lakossági foszfor bevétel, illetőleg ivóvízének a foszfor



tartalma a limitáló faktor. Előbb lehet zavaró akár az ivóvíz esetleges algásodás (vízelosztó rendszert megelőző tározásnál), vagy zavarosodás (kalcium-foszfát) veszélye is.

Más a helyzet a nitrogénformákkal. Az ammónium a talaj szerves (humusz) és szervesetlen (speciális agyagásvány) komponenseihez is jól kötődik, miközben az oxigén (gáz, vagy vízben oldott) hatására nitráttá oxidálódik. Ez a nitrát már sajnos alig kötődik a talajhoz, oldatban marad (mobil), s így megfelelő vízmozgás esetén a mélyebb talajrétegbe kerülhet. Szerencsére a nitrát egy része a talajszemcsék oxigénhiányosabb részeiben szerves anyag felhasználásával nitrogénné redukálódhat, ami a talajvíz nitrát terhelését kisebb-nagyobb mértékben csökkenti. Ennek a redukciónak a szerves anyag immobilizációjában, mikroorganizmus tömeggé alakításában is fontos szerepe van, bár lényegesebb a szerves anyagok oxigénnel történő hasonló átalakítása a talajban. Ennek a biológiai átalakításnak a szűk keresztmetszete a gyakorlatban általában a rendelkezésre álló oxigén mennyisége. Az oxigén-felhasználás egy ciklikusan öntözött, levegővel is jól átjárt talajban nagyságrendekkel nagyobb, mint az elárasztott, víz alatt levő talajrétegben.

Láthatóan a talaj terhelését ennek megfelelően az abba bejuttatott szerves anyag (szennyezőanyag terhelés), az átalakításához szükséges oxigén (levegőzöttség), de maga a vízmennyiség is egyaránt befolyásolhatja (Dulovics, 2002; Kárpáti, 2002). Ez egyébként a trágyázásnál is pontosan így van, annak ellenére, hogy a trágyázást sem nevezi szennyvíztisztításnak, vagy hulladékfeldolgozásnak, hanem egyszerűen tápanyag újrahaznosításnak. Igen jelentős kára lehet egyébként a trágyahasznosításnak, ha kellő szakértelem és technika nélkül az a talajvizeinket (ivóvíz bázisainkat) elszennyezi. Márpedig köztudott, hogy országunk döntő részén a legfelső talajvízréteg döntően a korábbi évtizedekben folytatott túltrágyázás miatt követlen emberi fogyasztásra már alkalmatlan.

### **A vízbefogó hidraulikus terhelhetősége**

A fentiek alapján látható, hogy a víztestek esetében a bevezethető folyadéktérfogat gyakorlatilag nem korlátozott, a vízminőség ellenben mind a jól bontható, mind a lassabban lebomló szerves anyagok, mind a szervesetlen növényi tápanyagok tekintetében a környezet érzékenységének (nálunk régiós előírás, nem pedig a vízfolyás terhelése) függvényében korlátozott. A tisztítandó víz folyadékárama áttételesen a mesterséges szennyvíztisztító, s iszapülepítőjének, iszapkezelő egységeinek a térfogatát határolja be, pontosabban azok szükséges térfogata a szennyvíz térfogatáramával arányos (Seviour, et al., 2002).

A talajba történő elöntözés esetén valamennyi szennyező, továbbá a víz mennyisége is korlátozott, hiszen a talaj is végzi a biológiai tisztítást, s az abban kialakuló folyamatok ugyanakkor a folyadékterhelésnek is függvényei. Ennek megfelelően a tisztításhoz fajlagosan sokkal nagyobb talajtérfogat szükséges, de magához a vízelosztáshoz, víznyeléshez is jelentős térfogat, mechanikus szűrő-szállító kapacitás kell. Az utóbbi rendszereket a benne lejátszódó, pontos részleteiben nehezen szabályozható folyamatoknak megfelelően mindig nagyobb biztonsággal kell tervezni (Dulovics, 2002).

Ugyanez a helyzet az olyan talajszűrés esetén is, amikor a tisztított víz végül is a mesterséges tisztításokhoz hasonlóan befogadóba, vízfolyásba kerül. A szűrőréteg biológiai és hidraulikus terhelése csak olyan mértékű lehet, hogy az öntisztuláshoz szükséges folyamatok abban hosszú távon is megfelelően végbemehessenek, legyen az növényzetes, vagy növényzet nélküli szűrőrendszer (Dulovics, 2002).

## Folyadékfázisban történő szennyvíztisztítás

Mivel az előadás a technológiai lehetőségek bemutatását célozza, előbb a rendszerezés alapját kell pontosítani. Célszerű a klasszikus felosztást követni, az eleveniszapos és rögzített filmes besorolást. Az elsőbe kizárólagosan folyadékfázisban történő tisztítási változatok tartoznak, az utóbbiban megkülönböztethetjük ezeken túl a lebegő filmes és elárasztott rögzített filmes, vagy szűrő rendszereket, valamint a gázfázisú lecsurgó filmes, valamint a talajszűrő rendszereket is. Az egyes csoportokon belül további felosztás lehetséges a levegőztetés típusa szerint is. Vannak természetes levegőzésű és mesterséges levegőztetésű megoldások. Mindegyik főcsoporton belül számos változat lehetséges, éppen a tisztítási igény, illetőleg a befogadó minőségi igénye függvényében.

### *Eleveniszapos tisztítás*

A működési elve általánosan ismert (Kárpáti, Á. 2002; Seviour et al., 2002; Öllös, 1991), egy vagy több eleveniszapos medencéből, és elő-, valamint utóülepítő medencékből állhat. Az iszapfeldolgozás a tisztítás típusától független, ezért azt itt nem tárgyaljuk. Más kérdés, hogy az ilyen megoldásoknál a keletkező iszap fajlagos mennyisége többszöröse a biofilmes megoldásokénak, tehát fokozott gondot jelent. Megfelelően kis térfogati (iszap) terhelés esetén az iszap kellően oxidált, stabil, kevésbé rothadó (szagos), így a talajban történő hasznosításig a víztelenítést követő tárolása nem jelent különösebb problémát.

Az üzemméret csökkenésével az iszap keletkezése és tárolása egyre nagyobb gond, mivel a víztelenítésnek a helyi kiépítése fajlagosan egyre költségesebb. Az iszapot ilyenkor a keletkezés helyéről célszerű időszakonként egy iszapfeldolgozó egységbe szállítani (feldolgozásra, víztelenítésére, vagy szikkasztására, további stabilizálására). Nagyon kis mennyiségek esetén (lakások) az iszap elszikkasztása helyileg is kialakítható akár szűrővel, akár nádággal. Célszerűbb azonban a zárt megoldás, a felszín alá történő bevezetés, a kihelyezést követő megfelelő takarás, de célszerűen levegőztetett fázisban történő további humifikálás.

A szennyvíztisztító kialakítása követheti a klasszikus egy iszapkörös eleveniszapos megoldását, levegőztető, majd ülepítő egységgel, de lehet térben ciklizált rendszer is kiegyenlítő-hidrolizáló és anoxikus tér beiktatásával. Ilyenkor az iszapos víz recirkulációja a feladószivattyún túl még egy szivattyút igényel a rendszerben. A kis méretű tisztítóknál a levegőztetés szabályozása igen drága, azt vezérléssel oldják meg. Ekkor viszont a nem levegőztetett időszakokban kevertetni kell a folyadékot az iszap kiülepedésének a megakadályozására. Ma már a keverést és levegőztetést egy berendezéssel, változó fordulatszámú keveréssel is megoldhatják külön levegő-beviteli egység nélkül is, kavitációs levegőbeszívással. Az ilyen megoldás persze a ciklizált levegőztetésnél a megoldást igen hasonlatossá teszi a szakaszos szennyvíz betáplálású rendszerhez (SBR) (Morgenroth - Wilderer, 2002).

Az utóbbinál a levegőztetés ciklizálása nem csak az anoxikus - oxikus szakaszok kialakítása, de az ülepítés miatt is szükségszerű. A kis méretű tisztítóknál tehát a két megoldás nagyon hasonlít egymáshoz. Az elsőnél mégis inkább elkülönített, folyamatos ülepítést használnak. Ez megoldható úgy is, hogy az iszap kényszeráramoltatás nélkül is visszacsússzon a reaktortérbe. Napjainkban a kereskedelemben az A/O megoldást érvényesítő utóülepítő rendszerek egészen elfogadható áron beszerezhetők családi házak szennyvizének a tisztítására is. Egészen a 2000 LE terhelésig, sőt fölötte is ez kitűnő megoldás a szennyvíz tisztítására. A

meghatározó kérdés azonban ebben a kisebb méret-tartományban is a tisztított víz elhelyezhetősége.

A tisztítási igényt a befogadó határértékei határozzák meg. Élővíz befogadó hazánkban a szerves anyag eltávolítása mellett nitrifikációt és részleges denitrifikációt is kíván a tisztítástól. A többletfoszfor eltávolítás talán nem lesz ebben a méret-tartományban a jövőben igény, de célszerű vigyázni a foszfát túlzott felhasználására a mosásnál. Talajba történő elszivárogtatás esetén hasonló a jelenlegi rendelkezés, természetesen indokolatlanul a foszfor határértékét illetően. A nitrifikációs igény teljesítése a két megoldás közül az élővízbe vezetés esetén a nehezebb. Ez ugyanis a nagyobb, lakáscsoportos, helységi szennyvíztisztítás esetén lesz gyakoribb, amikor a szennyvíz lehűlése a gyűjtőhálózatban jelentősebb, s a téli nitrifikációt nehezebbé teszi. A lakásonként történő tisztításnál a berendezés jó elhelyezésével, izolálásával melegebb szennyvíz tisztítása, s azzal jobb nitrifikáció biztosítható. A denitrifikáció tekintetében is várhatóan a családi lakásos megoldások lesznek kedvezőbb helyzetben. Más kérdés, hogy nekik a vízelhelyezéssel, illetőleg annak a beruházási költségével nő a fajlagos szennyvíztisztítási kiadásuk. A talajba történő elszivárogtatást, vagy talajvíz utánpótlást a megfelelő lakássűrűség, geológiai viszonyok, talajréteg, talajvízszint esetén azonban mindenképpen támogatandó megoldásnak véljük.

Ellene mond az utóbbi várható sikerének Chris Keil (2003) vendég-professzorunk USA-beli felmérése, amelynél saját lakóövezetében (ritkán lakott üdülőövezet, megfelelően drénezett területen, ahol a talajvízszint csupán egy méterrel van a felszín alatt) a ciklikus levegőztetéssel kibővített oldó-medencés házi szennyvíztisztítóknak csak a 10 %-ában működött a bővített tisztítás. A többiek elfelejtették visszakapcsolni a levegőztetést, vagy azt sem tudták, hol van a kapcsolója, s mi annak a feladata. Természetesen a térségben az oldó-medencét követően a tervezett vízelosztó rendszerrel történő elszivárogtatás a hatóságilag engedélyezett megoldás. A tökéletesített megoldást térségükben is csak a legutóbbi évek építési engedélyeivel követelik meg, nem visszamenő hatállyal, s láthatóan különösebb ellenőrzés és eredmény nélkül.

Újabban terjednek a hideg anaerob előtisztítások is a kisebb üzemméreteknél, ami tulajdonképpen az oldó-medencés megoldás intenzifikált, vagy tökéletesített változata. Ezekről sem az ammónium, sem a foszfortartalom csökkentését nem várhatjuk, de szerves anyag terhelés csökkentésben kedvező hatásuk lehet. A kérdés az ilyen megoldásnál is az, hogy mi a tisztítás következő lépése, illetőleg mi a befogadó. Az élővízfolyásra a megoldás elfogadhatatlan, talajszűrésre, növényzetes szűrésre megoldás lehet. Természetesen az utóbbiak anaerob előtisztítás, vagy hidrolízis nélkül is megoldások, bár az említett előkezelés nélkül az iszaphozamuk, s ezzel az eltömődésük veszélye nagyobb. Ez az utóbbiak nagyobb fajlagos szűrőtérfogat igényét jelenti csupán, ami persze fontos lehet, mint ahogy a hivatkozott USA-beli szivárogtató rendszer esetén is megfigyelhető. Ott egyébként az alagsövekkel összegyűjtött (biológiai szűréssel előtisztított) talajvizet egy mesterséges oxidációs tóban még tovább tisztítják az öntözésre történő újrahasznosítást megelőzően.

A hazai gyakorlatban mind folyamatos, mind a szakaszos betáplálású eleveniszapos rendszerek kiépítése általános a 2000 LE alatti és annál valamivel nagyobb üzemméret tartományban. 1997-ben mutattuk be először a téli nitrifikáció nehézségeit különböző méretű hazai üzemek adatai alapján (Lakicsné et al., 1997). Ezt követően 2001-ben készítettünk és publikáltunk részletes felmérést az ilyen méretű Pannon-Víz Rt. üzemeltetésében levő telepek nitrifikációs tapasztalatairól (Pulai et al, 2000). Mind negatívak voltak a téli ammónium határérték teljesíthetőségét illetően. Ha ezeknek a telepeknek nem lenne kiadott üzemeltetési



engedélye (jól ismert technológiája, beruházója és üzemeltetője), tartósan a próbaüzem állapotát gyakorolnák, más hasonló méretű, bármilyen technológiájú, kisebb kapacitású vidéki telepeinkhez hasonlóan.

Az SBR esetében is pontosan ugyanez a helyzet. Ellenőriztünk néhány hazai telepet, s azok télen a nitrifikációt a folyamatos betáplálású eleveniszapos testvéreikhez hasonlóan nem tudják biztosítani, ha a telepre érkező szennyvíz hőmérséklete adott érték alá csökken. A levegőztetés során bekövetkező vízhőmérséklet növekedés részben a víz szennyezettségének, részben a levegőbevitel típusának is függvénye. Ez azonban maximálisan is csak 2-3 °C lehet, amivel még a hőmérséklet a levegőztetőben 8-10 °C alatt maradhat. Ekkor pedig a nitrifikáció már nagyon lelassul, alatta pedig az autotróf mikroorganizmusok gyakorlatilag teljesen kihálnak, kimosódnak az iszapból (Kárpáti, 2003).

Ezt egy 2002/2003 évforduló mérési eredményeivel még tovább próbáltuk pontosítani (december-március). Egy megfelelően kiépített, terhelt és üzemeltetett A2/O típusú eleveniszapos szennyvíztelepen ( $HRT_{ox} \cong 1$  nap, oxikus iszapkor  $\cong 20$  nap,  $1,5 < DO < 2,5$  a levegőztető medencében), miközben a belépő vízhőmérséklet 11 fokról 6 fokra csökkent, a levegőztető medence hőmérséklete 14-ről 9 fokra csökkent az adott időszakban. A vízhőmérséklet a levegőztető medencében január első napjaitól került 10 °C alá, s február végéig 9-10 fok között maradt (2 hónap). Miközben a tisztítandó szennyvíz  $NH_4-N$  koncentrációja átlagosan 60-70 mg/l, KOI-je 400-450 mg/l volt, a nitrifikáció január első tíz napjában lelassult, s a tisztított szennyvíz december végén még 10 mg/l alatti ammónium-koncentrációja 30mg/l körüli értékre nőtt, s ott stabilizálódott. Megjegyzendő, hogy ekkor is részleges nitrifikációval működött a telep a mérsékelt iszapterhelésének, s megfelelően nagy oxikus iszapkorának, jó oxigénellátottságának következtében. A tisztított vize ugyanakkor a hazai előírásnak már csak a III. és V. kategóriájában felel meg némi jóakarattal, a 9/2002 által hosszabb távra tervezett általános térségi 10 mg/l határértéket pedig messze meghaladja.

Hazai mérési adatok ugyan a közcatornán a szennyvíztisztítóba érkező, s a levegőztetőben kialakuló szennyvíz hőmérsékletekre nem igen állnak rendelkezésre, de a bemutatott adatok alapján is egyértelműsíthető, hogy a nitrifikáció télen minden ilyen típusú egységben hiányos lehet, hacsak más módon a víz hőmérsékletének az emelését nem tudják biztosítani.

### **Tavas szennyvíztisztítás (Dulovics, 2002)**

A tavas szennyvíztisztítást nehéz a rögzített filmes kategóriába sorolni, bár a növényzet típusától függően a biofilm-kialakulás és tevékenység is jelentős lehet abban. Az igazi eleveniszapos rendszerektől mégis leginkább az különbözteti meg, hogy bennük a levegőztetés természetes, s az iszap mozgását sem kényszer-konvekció biztosítja. Limitáló tényezőjük ezért az oxigénellátás, és a lebegő biomassza koncentráció, melyekhez a biológiai terhelést igazítani kell. Nagyobb kapacitás biztosítható mesterséges levegőztetéssel, de ekkor is limitáló az oxigénellátás és a lebegő iszaphányad koncentrációja. Fontos sajátossága persze a rendszernek, hogy a fakultatív folyamatok a gyenge oxigénellátottságú terekben dominánssá válnak, sőt az iszapfázisban még anaerob tevékenység révén is feldolgozásra kerül az így bontható tápanyag. Ez is részben az oka az ilyen rendszerek kis iszapprodukciónak.

Hatásfokuk a nitrogén és foszfor téli eltávolításában meglehetősen korlátozott a nagy tartózkodási idő miatti lehűlés miatt. Ekkor a szerves anyag lebontása is lassul, az oldhatóság csökkenése ugyanakkor növeli a fizikai szennyezőanyag eltávolítási folyamatok hatásfokát. Az ilyen rendszerek általában totáloxidációs megoldásként épülnek ki. Ezért a kis fajlagos

biológiai terhelésük eredményeként is kedvező az iszaphozamuk. A denitrifikáció a tisztítótavakban változó, de mindenképpen csak részleges. A nagy folyadék tartózkodási idő ugyanakkor az egyes paraméterek hatásos kiegyenlítését eredményezheti, ami az elfolyó víz minőségének az ingadozását kiegyenlíti. A korábban bemutatott német, cseh előírásokat ennek megfelelően biztonsággal teljesíthetik, a hazaiakat azonban csak a melegebb időszakban, illetőleg az összes nitrogén és foszfor tekintetében akkor sem. A tavak azonban befogadó, utótisztító céllal is kiépíthetők. Ekkor jelenthet a foszfortartalom egyértelműen gondot, hiszen a tó alga és növénytermelés révén ezzel szerves anyag termelővé is válhat, ami nem célja.

### **Biofilmes szennyvíztisztítók**

A biofilmes rendszereket a korábban már említett sokféle kialakítási lehetőség miatt célszerű valamivel pontosabban rendszerezni. Ez persze azért nem egyszerű, mert a nagy szabad folyadék, vagy gáztérfogatokkal rendelkező változatok lényegesen eltérő működésűek a tömör szerkezetű szűrőkétől. Az előbbieket egyik típusa a ma már lassan klasszikusnak tekinthető rögzített hordozós, lecsurgó folyadékfilm csepegtetőtestek. Másik az ugyancsak rögzített hordozós, alulról levegőztetett elárasztott megoldások. Átmenetük a forgó, merülő tárcsás, vagy forgatott rögzített töltetes tisztítók (RBD vagy RBC - Rotating Biological Disc vagy Rotating Biological Contactor). A csepegtetőtestek kivételével a többiek mindig többkevesebb aktív lebegő biomasszát is tartalmaznak, s ennek megfelelően a hibrid (eleveniszapos és rögzített filmes vegyes) rendszerek fele hajlanak. Megfelelő alsó levegőztetés és iszaprecirkuláció esetén (hibrid rendszerek) mindkét-típusú mikroorganizmus növekedés egyidejűleg is meghatározó lehet, ami kedvező lehet a tisztításnál. A kis kapacitású telepeknél napjainkban mindegyik változatnak kedvezőek a lehetőségei, azonban ezek kialakítása költségesebb, üzemeltetése több ellenőrzést igényel.

A hibrid rendszerek másik változata, amikor a hordozó lebegő állapotú, tehát a vízéhez közeli fajsúlyú. Ilyenkor a lebegő film visszatartása a hordozó visszatartásával történik.

A hibrid rendszerek különleges változata az úgynevezett háromfázisú megoldás. Ennél a film hordozója szűk szemcseméret tartományú bazalt, vagy homok. A kiépítés lebegő ágyas (fluidizált) rendszerű a szilárd-folyadék fázisokat illetően, melyet folyamatos levegőztetéssel a harmadik fázis kever és lát el oxigénnel. A gyakorlati megvalósítása az ilyen rendszernek annyira drága és szabályozásigényes, hogy a kis települések szennyvíztisztításánál szóba sem jöhet. Elvi kialakítása miatt azonban mindenképpen meg kellett említeni.

Talán ugyancsak hibridnek tekinthetők azok az expandált ágyas szűrők is, melyeknél a filmhordozó egyben szűrőközeg is. A hordozó szemcsemérete ilyenkor az 1-4 mm tartományban lehet, ami érezhetően más-más működési jelleget is jelent. A szűrést ezeknél esetenként koagulálószer adagolásával is fokozhatják. A durvább hordozóméretnél a szűrőágy levegőztetése alulról, folyamatosan történik. Lassú eltömődése miatt azt ciklikusan vissza kell mosni. Finomabb méretű hordozónál vagy ugyanilyen visszamosással, vagy megfelelő kerülő ágon történő folyamatos iszapregenerálással lehet a kellő szűrőkapacitást biztosítani.

A talajszűrők ezektől a szűrőktől annyiban különböznek, hogy a levegőztetésüket is valamilyen természetes gázbevitellel kell megoldani, továbbá a bennük keletkező iszap eltávolítása sem biztosítható visszamosással. A biofilmes rendszerek differenciálása azonban ezek figyelembevételével, egy sokkal egyszerűbb szempont, a levegőztetés szerint is elvégezhető. Eszerint azok között az alábbi típusok különböztethetők meg:

### Biofilmes rendszerek

#### Mesterséges levegőztetéssel

Csepegtetőtest

RBD és RBC

Elárasztott betétes

Elárasztott szűrő

- alulról levegőztetett
- felülről ciklikusan levegőztetett
- homok töltet
- durvább darabos töltet

Három fázisú fluid rendszer

#### Természetes levegőztetéssel

Csepegtetőtest

RBD és RBC

Sekély mocsarak

Vertikális/horizontális gyökérszűrő

Talajszűrő

- elszívárogatás
- nyárfás elöntözés

Film-megújítással működő szűrők  
(ciklikus visszamosás, Dynasand)

Láthatóan a filmmegújítással üzemelő szűrők levegőztetése lehet természetes, de lehet mesterséges is. Az előző csak a kis oxigénigény esetében jöhet szóba, ennek megfelelően azokat nem szennyvíz, hanem ivóvíz tisztításra használják. A visszamosás gyakorisága itt kicsi, ezért is alakítható ki ilyen üzemvitel. Szennyvíz utótisztításra (utónitrifikáció) már a víz oldott anyag tartalma rendszerint kicsi, így mesterséges levegőztetésre van szüksége. A denitrifikáció esetén ugyan nem kell levegőztetés, a nagy iszaphozam miatt van szükség gyakori visszamosásra. Ugyanezt követeli meg egyébként ezeknek a szűrőknek az egyidejű lebegőanyag szűrő hatása is. Természetesen a bioszűrők más jellemzőik alapján ugyancsak rendszerezhetők.

Még nehezebb a helyzet a talajszűrés, vagy azzal kombinált növényzetes gyökérszűrés típusainak a pontosításánál. Ezek ugyanis egyáltalán nem kerülnek visszamosásra, s esetükben az üzemeltetésnek nem is ez a folyamatos problémája, hanem a keletkező iszappal történő eltömődés. Mivel a szűrők megfelelő vízátláthatóság nélkül nem szűrők, továbbá a szilárd hordozóban kiszűrődő szerves anyagok, tápanyagok biológiai feldolgozásához oxigénre mindenképp szükség van, az ilyen szűrők alapproblémája a régi típusú csepegtetőtestekéhez hasonlóan a megfelelő nedvesítés és megfelelő oxigénellátás. Ezen túl, bár az utóbbiak lényegesen nagyobb darabos hordozóval készültek, az eltömődési problémájuk is hasonló.

#### *Csepegtetőtestek*

Ez a szennyvíztisztító típus a század második negyedében vált népszerűvé, de azt követően a töltet problémái miatt (biofilmhordozó nagy térfogatsúlya és térkitöltése) háttérbe szorította az eleveniszapos tisztítás. A múlt század utolsó harmadában a műanyag töltet, vagy hordozó újabb lendületet hozott a fejlődésükben. Az újabb hordozótípus fajlagos felülete a 150-300 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> is lehet, miközben a filmhordozó a teljes térfogatnak csak a töredékét tölti ki. Vékony biofilm és lecsurgó folyadékfilm esetén tehát nagy a rendszer szabad gáztérfogata a

levegőztetéshez. A biofilm ciklikusan leszakad, lemosódik a hordozó felületről, illetőleg megújul azon, részben éppen a lecsurgó film eróziós hatásának eredményeként. A gyakorlatban az ilyen tisztítók a nagyterhelésű ipari szennyvizek előtisztítására, valamint a lakossági szennyvizek megfelelő tisztítására is alkalmasak (Dorias et al., 2002).

Fő problémájuk a szerves anyag terhelés és hőmérséklet érzékenysége. A nitrifikáció jelenlegi hazai követelményét télen semmiképpen nem tudják teljesíteni (túlzottan hideg víz). Nagy hidegben egyéb üzemeltetési problémái is jelentkeznek a felülről történő locsolás, illetőleg eljegesedés következtében. Nyáron megfelelő nitrifikációt, s kellő víz-recirkulációval hasonló denitrifikációt is biztosíthatnak. A foszforterhelés a nyári időszakban is jelentős hányadában benne marad a tisztított vízben, ami azzal túllépheti a határértéket. Ugyancsak gondja a jelentősebb lebegőanyag kihordás, ami a szerves anyag tartalmat az elfolyó vízben ugyan növeli, de azért még a hazai KOI előírást ki tudja elégíteni. Üzemeltetése csakis megfelelő előülepítéssel biztonságos, ami iszap elhelyezési igénnyel és költséggel jár.

A felosztásnál is láthatóan a csepegtetőtestek kényszerlevegőztetéssel is építhetők, ami javíthatja azok oxigénellátását. Ez viszont bonyolultabbá teszi a rendszert, s talán valamivel a cseppkihordás veszélyét is növeli. A csepegtetőtesteknek azonban ennél is kellemetlenebb problémája a kis muslicaszerű Pszyichoda-légy elszaporodása. Ezeknek a rendszerből való kijutása kellemetlen a környezetre. Talán ezért sem annyira népszerű az ilyen egységek házi tisztítóként történő kiépítése, a korábban már említett hiányosságai mellett. Magyarországon egyébként többféle csepegtetőtestes megoldás is rendelkezik forgalmazóval, hozzáférhető

### ***Forgó tárcsás, vagy töltetes tisztítók***

Kifejlesztésükre a levegőztetés egyszerűsítése, olcsóbbá tétele érdekében került sor, viszonylag egyszerű megoldással, a kor adta lehetőségeknek megfelelően. A forgatást egy vízfelület fölött áthidaló tengely biztosítja, ami miatt a térfogatsúlyuk, illetőleg az átmérőik megfelelően korlátozottak. A tengely alatti víztér a film nedvesítését, a forgatás pedig a levegőztetést biztosítja. A levegőztetés ennél a megoldásnál egyébként fajlagosan a legolcsóbb, a hordozóelemek kialakítása ugyanakkor meglehetősen költséges.

Hatásfokuk sorba kapcsolt, több egységből történő kiépítésük esetén megfelelő, a fajlagos térfogati terhelésük azonban a csepegtetőtestekéhez hasonlóan korlátozott, különösen akkor, ha a tisztítást élővíz határértékre kell végezni. Előnyük, hogy a nitrifikáció az egyes lépcsőkben a szerves anyag terhelés csökkenésével ugrásszerűen javul, hátrányuk viszont, hogy azt követően már nincs kellő tápanyag a denitrifikációhoz. Ezt a víz visszaforgatásával lehet javítani (elődenitrifikáció filmben).

Olyan országokban terjedtek el, mint Svájc és Ausztria, ahol a nitrifikációs előírások viszonylagosan szigorúak téli időszakban is, a denitrifikáció viszont nincs annyira megszigorítva. Sajnos a kiépítése elég költséges, ezért sem tudott eddig betörni a hazai piacra. Ez a típus a 9/2000 előírásainak is megfelelő lehetne, de csak sűrűn települt lakáscsoportok esetén, ahol nem hül le jelentősen a szennyvíz a csatornahálózatban a tisztítást megelőzően.

Elterjedése a szennyvíztisztításban a fentiekkel együtt nem jelentős. A tisztító típus legnagyobb érdeme talán az, hogy ennél sikerült a gyakorlatban igazolni a biofilmben megvalósuló autotrof denitrifikációt. Ebből ma már nagyobb ammónium tartalmú szennyvizek nitrogén-mentesítésére speciális technológiát fejlesztettek ki, ami azonban a kis telepek egyszerűbb szennyvíztisztításában gyakorlatilag nem hasznosítható.

***Elárasztott biofilm-hordozós tisztítók*** (Schultz,J.M genannt Menningmann, 2002)

A típus a csepegtetőtestek analógiájára fejlődött ki, de időben jóval később, mint a forgó tárcsás, vagy forgó töltetes tisztítók. Mint már utaltunk arra, ezeknél a leszakadó biofilm munkája a folyadékfázisban folytatódik, s megfelelő iszaprecirkuláció esetén az eleveniszapével a továbbiakban teljesen megegyezővé is válhat. Az ilyen rendszerek tehát valamilyen mértékben mindig hibridnek tekintendők. Mivel levegőztetésük alulról történik, a film leszakításáért itt a gázbuborékok által okozott folyadékmozgatás a felelős.

Az ilyen rendszerek részletesebb jellemzését, működését illetően egy, a közelmúltban magyar nyelven megjelent összefoglaló munkára utalnánk. Csak vázlatosan érdemes a tisztítótípusról megjegyezni, hogy kétféle megoldással is készítik napjainkban, amikor a hordozó helyhez kötött, tehát valamilyen tartószerkezet pozicionálja a levegőztető elemek fölött, valamint amikor a hordozó szabadon mozoghat a levegőztetett reaktorban. Mindkét esetben a cél a nagy fajlagos biofilm felület biztosítása, a folyadék és gázáramlás változatlan biztosításával. Ez csökkenti az eltömődés veszélyét, és a biofilm egyidejű jó tápanyagellátását teszi lehetővé. Biztosítani kell azonban a holt terek, légszakok, csatornaszerű áramlás kialakulását is a bioreaktorban. A hordozó felületi érdessége, anyagminősége szintén meghatározó tényező. A technológiai szempontokat (hidraulikus ellenállás, biofilmre kifejtett nyíró hatás (már a töltet anyagának kiválasztásánál) tervezni kell. Az inert anyagok, mint a polietilén, polipropilén semlegesek, és elvileg alkalmasabbak biofilm hordozónak. Kialakításuk a fenti szempontoknak megfelelően lehet: lemezesen strukturált, apró golyókból, vagy speciális falfelületű, rövid csődarabkákból, de lehet igen vékony fonalszerkezetű függesztett zsinórokból is. Térfogatsúlya kicsi, fajlagos felülete ugyanakkor nagy kell, hogy legyen. A reaktorban történő rögzítése, vagy éppen mozgatása a lehetőségeknek megfelelően alakítandó.

A rögzített hordozó terhelésének tervezése a korábban kifejlesztett forgótárcsás reaktorokénak az analógiájára kezdődött. Elvileg ugyanis ezek is az alsó részüket illetően elárasztott ágynak tekinthetők. A terhelés mégsem teljesen egyértelmű függvénye a felületnek, hiszen a mindenkori kialakítástól függően csupán a felület egy része lehet ténylegesen aktív. A rendelkezésre álló felület aktív része ugyanakkor a terhelési és áramlási viszonyoknak függvénye. A túlterhelés könnyen üzemzavart eredményezhet. A levegőztetés fontosabb szempontjait már a korábbiakban említettük, amit a levegő elosztásán túl a biofilm hordozó megfelelő tervezésével is biztosítani kell. A levegőztető kapacitást rendszerint célszerű kellő biztonsággal tervezni, de az indítást követően a levegőbevitelt minimalizálni kell. Ha a folyamatos levegőztetés helyett szakaszosan levegőztetnek, a fajlagos energia-bevitel jelentősen csökkenthető. Csakis a rövid intervallumok javasolhatók a ki-be-kapcsolásra, ami viszont a levegőztető rendszert terheli jelentősen. Így is megoldatlan ma még a különböző terhelésű időszakoknak az aktuális oxigénigény szerinti levegőztetés ciklizálása. Egy adott ciklusban a levegőbevitelnek mindenképpen biztosítani kell a töltet folyadéktérfogatának a teljes kicserélődését.

Az ilyen típusú szennyvíztisztításnál is kedvező a sorba kapcsolt több lépcsőben történő kialakítás. Ez a nitrifikációra a későbbi egységekben nagyon kedvező, de a csőreaktor irányába történő módosítással a visszakeveredés mértékét is csökkenti. Ilyen üzemmódnál az egyes reaktortérfogatok eltérő oxigénigényét is figyelembe kell venni, de a megfelelő átkeveredést (hidrodinamika) is biztosítani kell.



A tartósan elárasztott felületeken kialakuló biofilmek annyiban különböznek a csepegtetőtestek és forgótárcsás kontaktorok biofilmjétől, hogy azokban Pszichoda-legyeket, vagy más rovarokat nem lehet megfigyelni, mivel alig van lehetőségük tojásaik lerakására. Csigák elszaporodásáról sem számoltak be közlemények az ilyen tisztítóknál. Számos baktériumfogyasztó protozoa található ugyanakkor a filmekben, amely kedvező a fölösiszap hozam alakulására. Ha ezek túlzott mértékben elszaporodnak, akkor a terhelés, valamint a nem levegőztetett intervallumok gyakorisága is növelhető.

A gyakorlatban az ilyen tisztítókat akár a három részes derítőmedencéktől a nagy, néhány ezer m<sup>3</sup>-es rögzített ágyas, megfelelően méretezett, betonmedencékből kiépített, elárasztott reaktorokig is használhatják. Mivel a szennyvíz helyi kezelését illetően ez kedvező lehet, kis agglomerációk szennyvizének a tisztítására egyértelműen javasolják. Hátrányt jelent azonban esetükben is a nagy terhelésingadozás az egyes napokon belül, a szélsőséges szezonális szennyvízhőmérséklet, és a szakképzett kezelőszemélyzet hiánya. Az 1000-2000 LE közötti településeknél különösen előnyösek lehetnek, ahol még minimális az üzemeltetés ellenőrzési és szabályozási igénye. 4-6 g BOI<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>d terhelésig teljes szerves anyag eltávolítást és csaknem hasonló nitrifikációt biztosít (Schultz, J.M. genannt Menningmann, 2002). Folyamatos levegőztetésnél a szimultán denitrifikáció mértéke az eleveniszapos rendszerekét is elérheti, de 100 %-os víz recirkulációval 70 %-os nitrogéntávolítás is elérhető. Ez a hazai igényeket is megfelelően teljesítheti. 20-50 %-os szimultán foszforeltávolítás várható azonban csak általában az ilyen tisztítástól.

### ***Biofilterek***

A tudomány jelenlegi állása, s a gyakorlati tapasztalatok azt látszanak bizonyítani, hogy a biofilterek a kommunális szennyvíztisztítás fő biológiai lépcsőjeként is üzemeltethetők, a szennyvíz teljes nitrifikációját és denitrifikációját is biztosítják (Dorias et al, 2002). A szükséges térfogatigény ezzel a megoldással ugyan csökkenthető, de a ciklikus szűrő-visszamosás fokozott kiépítési költséget és üzemeltetés-ellenőrzést, szakértelmet igényel. Ez kisméretű szennyvíztisztítók esetében ezért soha nem fizetődik ki.

Általában egyszerű reaktorként építendők ki megfelelő vízbevezetéssel és elvétellel. A szűrők anyaga nem kellene, hogy okvetlenül ilyen drága legyen, a szűrő mosás berendezésigénye azonban mindenképpen jelentős. Ennek megfelelően javasolják, hogy a szűrőre csak minimális lebegőanyag tartalmú szennyvíz kerüljön, ami ugyancsak nehezen biztosítható a kis telepeknél, kivéve, ha valamilyen intenzív előtisztítást alkalmaznak (csapadékképzés, lamellás üleptetés), ami tovább növeli a tisztítás fajlagos költségeit. A mai gyakorlatban éppen a fentiek miatt kis szennyvíztelepeken az ilyen berendezéseket igen ritkán használják.

### **Növényzettel támogatott szűrő rendszerek (Kusch et al., 2002)**

Ezek a szűrőrendszerek a korábbi egyszerű talajszűrés, vagy elszivárogtatás, valamint a vizes élőhelyeken tapasztalt öntisztulás kombinációjából fejlődtek a napjainkban rohamosan terjedő mesterséges növényzetes talajszűrés eljárásává. Szélesebb értelemben közéjük sorolhatók a természetes ingoványok, mocsarak, nedves mezők, a természetes és épített szennyvíztavak, derítőtavak, valamint a különböző kialakítású és áramlási viszonyokkal üzemeltetett, mesterségesen kialakított növényzetes szűrőrendszerek. Az utóbbiak lehetnek felszíni, vagy vízszintes átáramlású rendszerek és felszín alatti vízszintes vagy függőleges átáramlású rendszerek (Kadlec, 1987; Wissing, 1995; Dulovics, 2002). Az ilyen természetes tisztító

rendszerek elsősorban kommunális szennyvíz tisztítására alkalmazhatók. Az ilyen tisztítást is a gyakorlatban persze sokszor más módszerekkel kombinálva valósítják meg (Wissing, 1995).

A szűrőzónában nagyon sokféle fizikai, kémiai és biológiai folyamat megy végbe, melyeket a növények, a mikroorganizmusok, a talaj és a szennyező anyagok sokrétű kölcsönhatásai befolyásolnak. A felszín alatti átáramlású épített növényzetes szűrőrendszerek más rendszerekkel összehasonlítva is kitűnően hasznosíthatók lakossági szennyvíz tisztítására. Elsősorban mocsári növényeket lehet beültetni az ilyen rendszerekbe. Ezek a növényfajok kifejlesztettek egy olyan speciális szövetet (aerenchima), amely a gyökérzónába juttatja a levegőt, s így képesek elviselni az anaerob talajviszonyokat is. A nád rendelkezik a legfejlettebb aerenchimával, a gyékény ugyanakkor kevésbé érzékeny a természetidegen szennyeződésekre. A vegyes állományok érzékenysége kisebb, de a telepítés után többnyire az egyik faj válik uralkodóvá. (Gampel, 1994).

A tápanyagok eltávolításában mikrobiológiai folyamatok (szerves szén oxidáció, nitrifikáció, denitrifikáció), és fizikai-kémiai folyamatok (a foszfát vas és alumínium általi megkötése a talajszűrő rétegben) egyaránt meghatározó szerepet játszanak. A növényi biomasszában a nitrogén csekély mennyiségben halmozódik fel, ezért a lakossági szennyvizek nitrogén szennyezésének körülbelül csak 5-10 %-a távolítható el a növényi részek learatásával. Éppen a viszonylag kis tápanyag akkumuláció miatt Európában a növényi biomasszát általában nem aratják le.

A növények életfolyamataik során általuk előállított szerves anyagot (váladékokat, nyálkát, elhalt sejttanyagokat, stb.) bocsátanak gyökereikből a talajrendszerbe. Ezzel egyidejűleg befolyásolják a gyökérzónában lejátszódó biológiai folyamatokat. Mezőgazdasági növények vizsgálata alapján úgy becsülték, hogy a gyökerek által kiválasztott szerves szén mennyisége a fotoszintézis során képződő összes termék 10-40 %-a is lehet (Helal - Sauerbeck, 1989). A gyökerek által kiválasztott nedvekben vannak cukrok, vitaminok, úgymint tiamin, riboflavin, piridixin, stb., szerves savak, mint maleinsav, citromsav, aminosavak, benzolsavak, fenol- és egyéb vegyületek (Miersch et al., 1989). A jelenlévő vegyületek mindig jellemzőek az adott fajra, illetve alfajra. A cukrok, aminosavak, stb., tápanyagként szolgálnak a mikroorganizmusoknak. A kibocsátott vitaminok serkenthetik azok növekedést.

A mocsári növények gyökerei által kiválasztott anyagokról nagyon keveset tudnak. Többféle mocsári növény is gátolta azonban a mérések szerint az *E. coli* szaporodását, s leghatékonyabb a nád volt. Megfigyelték, hogy az *E. coli* sejtek eltávolítása lényegesen jobb határfokkal megy végbe a nád és a gyékény gyökérzónájában (35-91 %), mint a beültetetlen kontrollokban (0-35 %).

A gyökérzónában zajló összetett folyamatok a gyökerek/gyökértörzsek és a talajmátrix közötti fizikai kölcsönhatások eredménye is. A talaj kémiai összetétele és a fizikai paraméterek - a szemcseméret-eloszlás, a porozitás, az effektív szemcseméret és a szivárgási tényező – fontos tényezők, amelyek hatással vannak a biológiai tisztító rendszerekre. Ezek a fizikai paraméterek speciális hidraulikus körülményeket eredményeznek a talajban, és befolyásolják a tápanyagellátást a gyökérzónában. Jelentős hatással vannak a szennyvíz tartózkodási idejére (különösen az épített növényzetes szűrőrendszerekben) és a szennyező anyagok eltávolítására. A gyökér növekedése megváltoztatja a talajok fizikai (hidraulikus) tulajdonságait (Wissing, 1995). Egyrészt a gyökerek és a mikrobiális biomassza eltömítik a talaj pórusait, másrészt a gyökerek növekedése és az elhalt gyökerek mikrobiális degradációja új, másodlagos talajpórusok kialakulását eredményezi.

Úgy tűnik, hogy az épített növényzetes szűrőrendszereknél a legfontosabb paraméter, amely a talaj hidraulikus viszonyait befolyásolja, a szemcseméret-eloszlás elsődleges állapota. A hidraulikus viszonyokat illetően akkor kapták a legjobb eredményeket, mikor homok és kavics keverékét alkalmazták (Wissing, 1995). A függőleges átáramlású épített növényzetes szűrőrendszereknél a hatásos szemcseméret viszonylag szűk tartományba, 0,06-0,1 mm közé esik. A vízszintes átáramlásúaknál 0,1 mm-nél nagyobb ez az érték (mert érzékenyebb az eltömődésre) (Wissing, 1995). A 0,06 mm-nél nagyobb szemcsék (egészen a 10 mm-esig) megfelelő szemcseméret-eloszlása biztosítja, hogy a szivárgási tényező  $10^{-5}$  m/s-nál nagyobb legyen, s a biofilm növekedéséhez elegendő immobilizációs felület álljon rendelkezésre, pozitív hatást gyakorolva a gyökér növekedésére, a talaj vízáteresztő képességére, és összességében lehetővé téve a szennyező anyagok hatékony eltávolítását.

A tápanyagok (szerves terhelés átalakításában) mineralizációjában nem a növények, hanem inkább a mikroorganizmusok játszanak nagyobb szerepet. A mocsári növények oxigénbevitelétől, más elektron akceptorok hozzáférhetőségétől és egyéb technológiai paraméterektől függően, a szennyvíz alkotóelemei különféle utakon metabolizálódnak. A felszín alatti átáramlású rendszerekben a gyökerek közvetlen közelében aerob folyamatok dominálnak. Itt tehát olyan élőlények élnek, melyek aerob anyagcserét folytatnak, és az átalakítható szerves anyagokat oxidálják. Az oxigénmentes zónákban pedig anaerob folyamatok (denitrifikáció, szulfát redukció, stb.) mennek végbe. Az itt élő baktériumok a környezetükben lévő anyagokat redukálják. A reduktív zónák térfogata nagyobb, de ez kedvező, mert az anaerob folyamatok sebessége kisebb és azonos lebontási határfokhoz több időre van szükség. Az aerob és anaerob folyamatok és környezet sűrű váltakozása (1m-es hosszon akár 40-szer is) a legellenállóbb szerves anyagokat is kikezdi. (Gampel, 1994). A különböző redox viszonyok következtében ez a rendszer egy metabolikusan multipotens „technológiai ökoszisztémát” képvisel.

A mikroorganizmusok biofilmekben történő immobilizációja ugyanakkor összefüggésben van a talajrézecskekkel, és a gyökerek is minden bizonnyal fontos szerepet játszanak. Jelenleg keveset lehet tudni arról, hogy a növényfajok milyen hatást gyakorolnak a gyökérszóna mikrobiális társulásaira. A víz, a növények és a talaj egyszerű, természetes kombinációjával történő szennyezőanyag eltávolítás lehetőségére vonatkozóan az idők folyamán összegyűlt ismeret vezetett az ilyen rendszerek természetben való körütekintő alkalmazásához, és végül olyan mesterséges rendszerek alkotásához, amelyek mégis különböző természetes állapotokat tükröznek. Wissing (1995) mindezek alapján a következő ábrának megfelelően három csoportra osztotta a növényzetes rendszereket:

#### Vízi kultúrás rendszerek (a, b ábra):

Aktív talajszűrő nélküliek. Medencékből és csatornákból állnak, melyekben az elárasztott vízi és/vagy szabadon úszó növények intenzíven növekednek.

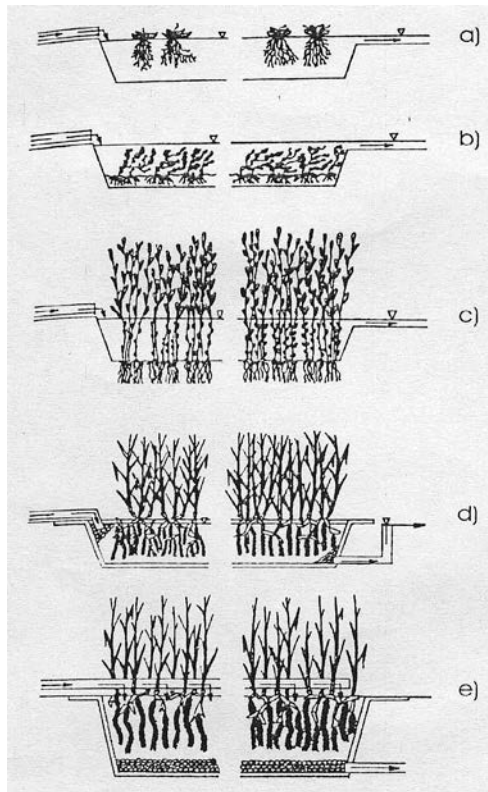
#### Hidrobotanikai rendszerek (c ábra):

Kevés aktív talajszűrővel rendelkeznek. Szintén medencékből és csatornákból állnak, melyekben főleg intenzív növekedésű mocsári növények találhatók. A szennyezőanyag eltávolítását elsősorban a vízinövények, a mocsári növények és a mikroorganizmusok végzik.

#### Talajrendszerek (d, e ábra).

A talaj alapú épített növényzetes szűrőrendszerek fő típusai a felszíni vízszintes átáramlású rendszerek (a szennyvíz szintje a talajszint felett van), a felszín alatti vízszintes átáramlású

rendszerek (a szennyvíz szintje a talajszint alatt van) és a felszín alatti függőleges átáramlású rendszerek. Az utóbbiakban a folyadék áramlása felfele és lefele egyaránt történhet, miközben a tápanyagellátás folyamatos vagy szakaszos is lehet.



*Szennyvíztisztítást végző hidrobotanikai rendszerek*

- a) medence lebegő növényekkel;*
- b) medence elárasztott növényekkel;*
- c) medence a vízből kiemelkedő növényekkel;*
- d) beültetett talajszűrő felszín alatti vízszintes átáramlással;*
- e) beültetett talajszűrő függőleges átáramlással*

A talajrendszerek a legszélesebb körben alkalmazott épített növényzetes szűrőrendszerek, számos különböző technológiai változatuk létezik. Elsősorban a talajagy szemcsenagysága alapján különböztethetők meg. Minden esetben a speciális szennyvíz problémáknak és a helyi viszonyoknak legmegfelelőbb rendszert kell alkalmazni. A szennyvíztisztítás más gyakori elő- vagy utótisztítási módszereivel kombinálva növelhető a rendelkezésre álló lehetőségek száma. Az épített növényzetes szűrőrendszereket ma már sok országban elfogadják, sőt anyagilag is támogatják az állami hatóságok és a szakmai szövetségek.

**Összefoglalás**

Az áttekintő alapvetően a 2000 LE alatti terhelésű szennyvíztisztítóknál alkalmazható technológiákat kívánta ismertetni. Szükséges volt azonban azok alkalmazhatóságának a megítéléséhez előzetesen áttekinteni a jelenleg érvényes, s közeljövőben várható hazai szabályozást is. Ennek megfelelően az kicsit szétesőnek s talán túlzottan hosszúnak is tűnhet. Mint azonban abból kiderülhetett, ezek az ismeretek sokkal részletesebben, magyar nyelvű összefoglalókban már kellően bemutatásra kerültek, ez a hosszú anyag is valójában csak egy rövidített tömörítvény.



**Irodalomjegyzék**

- Dulovics, D. (2002) Kistelepülések és csatornával gazdaságosan nem ellátható területek szennyvíztisztítása és szennyvízelhelyezése. MASZESZ Hírcsatorna, (nov.-dec.) 3-14
- Dorias, B. - Hauber, G. - Baumann, P. (2002) A nitrifikáció / denitrifikáció tervezése rögzített filmes reaktorokban. Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel. Ismeretgyűjtemény 3., Szerk.: Kárpáti, Á., VE, KmKTT, 2002, 42-56.
- Gampel, T. (1994), Amikor a mocsárból tisztább víz folyik, Természet Világa 125. évf. 10. füzet, 458-460.
- Helal, H. M., Sauerbeck, D. (1989), Carbon turnover in the rhizosphere, *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 152, 211-216.
- Kadlec, R. H. (1987), Northern natural wetland water treatment systems, in: *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery* (REDDY, K. R., SMITH, W. H., Eds.), pp. 83-98. Orlando, FL: Magnolia Publishing.
- Kárpáti, Á. (2002) Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai I-II. Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismeretgyűjtemény 2., Szerk.: Kárpáti, Á., VE, KmKTT, 2002, 1-26.
- Kárpáti, Á. (2002) A szennyvíztisztítás környezetbarát lehetősége ritkábban lakott térségben. Vízmű Panoráma, X évfolyam, 2002/2 Különszám, 11-15.
- Kárpáti, Á. (2003) Nem publikált eredmények.
- Keil, K. (2003) Személyes adatszolgáltatás, VE, KmKTT.
- Kuschik, P. – Wießner, A – Stottmeister, U. (2002) : Növényzetes szennyvíztisztító rendszerek biológiai folyamatai. Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel. Ismeretgyűjtemény 3., Szerk.: Kárpáti, Á., VE, KmKTT, 2002, 82-95.
- Lakicsné, Molnár, E - Sulák, V - Tózsér, B - Kárpáti, Á (1997): Szennyvízhőmérséklet és nitrifikáció kapcsolata eleveniszapos rendszereknél. XI. Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás, Siófok, 1997. október 14-16. Kiadványkötet, 55-64.
- Miersch, J., Krauss, G.-J., Schlee, D. (1989), Allelochemische Wechselbeziehungen zwischen Pflanzen – eine kritische Wertung, *Wiss. Z. Univ. Halle* 38, 59-74.
- Morgenroth, E. - Wilderer, P. A., (2002) Folyamatos és szakaszos átfolyású vagy betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek összehasonlítása. Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismeretgyűjtemény 2., Szerk.: Kárpáti, Á., VE, KmKTT, 2002, 64-82.
- Öllös, G. (1991) K+F eredmények. II. Szennyvíztisztítás. AQUA Kiadó, Budapest, p. 1299.
- Pulai, J. – Egyed, J. – Kárpáti, Á. (2000) A Pannonvíz Rt. kis térségi szennyvíztisztító rendszereinek tisztítási hatékonysága. Szennyvíztisztítás esettanulmányai – kommunális és ipari példák- Szeminárium, 2000. június 21. Budapest, MTESZ, Kiadványkötet 53-68.
- Pásztor, I. (2003) Növényzetes szennyvíztisztítás. Diplomadolgozat, VE, KmKTT, 2003.
- Schultz, J.M genannt Menningmann (2002) Elárasztott, rögzített ágyas szennyvíztisztítók. Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel. Ismeretgyűjtemény 3., Szerk.: Kárpáti, Á., VE, KmKTT, 2002, 57-73.
- Seviour, R.J. - Lindrea, K.C. - Griffith, P.C. - Blackall, L.L. (2002) Eleveniszapos szennyvíztisztítás rendszerkiépítésének konfigurációi. Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismeretgyűjtemény 2., Szerk.: Kárpáti, Á., VE, KmKTT, 2002, 27-45.
- Wissing, F. (1995), *Wasserreinigung mit Pflanzen*, Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.