

## A szennyvíztisztítás kulcskérdései és főbb fejlődési irányai

Kárpáti Árpád  
Veszprémi Egyetem

### 1. A lakossági szennyvizek gyűjtésének, tisztításának kialakulása.

A lakossági szennyvizek ugyan sok forrásból eredhetnek, azok többnyire emberi fogyasztás, anyagcsere eredménye. A lakossági szennyvizek ugyanakkor az emberek mintegy napi 2-3 liternyi kiválasztási termékén (vizelet és széklet) túl mintegy 50-szer annyi folyékony hulladékot, leginkább mosó, öblítővizet is tartalmaznak, túlzottan felhígítva az előzőt. Ekkora szennyvíz-mennyiséggel a városok lakóterülete nagy térfogata miatt már kellő elszivárgási adottságok (kedvező talajadottságok, szennyvíztisztító hatás) esetén sem terhelhető a talajvízszint emelkedés és talajvízszennyezés miatt. Elszállítására legpraktikusabb a vízellátó rendszerhez hasonló szennyvízgyűjtő csatornarendszer bizonyult. A befogadók fokozódó elszennyeződése miatt került kiépítésre a csatornarendszer kifolyási pontjánál az idővel egyre jobb tisztítási hatásokot (szerves anyag és növényi tápanyag -N és P- eltávolítást) biztosító szennyvíztisztítás (Orlóci – Szesztay, 2003).

A közcatornába persze a lakosság egyéb ipari tevékenységének, majd a nagyobb iparágaknak a folyékony hulladéka is belekerült (Kárpáti, 2002). Ezek eltüntetésére, feldolgozására is ez volt a legolcsóbb megoldás. Az utóbbiak azonban károsak lehetnek a lakossági szennyvizek biológiai tisztítását végző mikroorganizmusokra, amiért is megfelelő szabályozással kellett ellenük a védelmüket biztosítani. Példaként a kedvezőtlen hatásúakra az ásványi olajok, fenolok, oldott mérgező fémek és egyéb elemek, mérgező vegyszerek, sőt a normális üzemeltetést zavaró nagy zsír- olajtartalom, túlzottan nagy ülepedő-anyag, szerves anyag, vagy ammónium tartalom említhetők. A lebonthatatlan szerves anyagok és káros hatású iszapban felgyülemelő szennyező anyagok kizárása azért is fontos, hogy a tisztítás maradékát se szennyezzék, lehetővé téve az abból előállítható növényi tápanyag és humusztartalmú komposzt újrahasznosítását.

Látható tehát, hogy a lakossági szennyvíz gyűjtése, tisztítása és újrafelhasználása a nagy mennyiségben keletkező állati trágyákétól (sertés, marha, stb.) alapvetően eltérő. Az utóbbiak kiválasztási termékei ugyanis megfelelő gyűjtés, tározás után a vegetációs időszakon kívül a megfelelő tápanyagdózis betartásával ugyan, de közvetlenül hasznosíthatók a mezőgazdaságban. A lakosság ilyen hulladékát a közvetlen visszaforgatás közegészségi kockázata miatt sokkal gondosabban kell kezelni, tisztítani, ártalom-mentesíteni (Vermes, 2003; Kárpáti - Juhász, 2004). Megtanították erre az emberiséget az egyre nagyobb mértékű agglomerizálódás, városiasodás eredményeként kialakult korábbi járványok.

A mai szennyvíztisztítás az ipari forradalom hatására bekövetkező település-koncentráció, vízfelhasználás növekedés, és műszaki fejlődés eredményeként alakult ki. Napjaink kérdése, hogy a szennyvizek tisztítása továbbra is központosítva, a lakóközterektől kellő távolságban történjen-e, vagy a kisebb településeknél, lakáscsoportoknál akár a lakóházak között, vagy a lakóház mellett is biztosíthatja a megkívánt mértékű szennyvíztisztítást és maradékának (elsősorban a tisztított víz) elhelyezését. A műszaki ismeretek, technikai fejlődés ma már az utóbbi eset igényeihez is biztosítja a szennyvíz tisztítását. A perdöntő kérdés a tisztított víz és maradék elhelyezési lehetősége. Befogadó vízfolyás, vagy elszivárogtatásra alkalmas talaj megléte. A lakoságnál minimális mennyiségben keletkező iszap újrahasznosítása is az utóbbi függvénye (Randall, 2003).

A lakosság városokból történő jelenlegi visszaáramlása mindenképpen a közvetlen környezethez illeszthető szennyvíztisztítás fejlesztését tenné szükségessé. Az ilyen körzetekben a tisztított víz újrafelhasználására egyre fokozódó igény jelentkezik. Ugyanitt a keletkező szennyvíziszap természetes, növény-, nád-ágyas stabilizálása, komposztálása is igen egyszerűen kialakítható, biztonságos megoldás (Kárpáti – Taxner, 2004). Míg a gazdag országok nagyvárosaiban a tisztított szennyvíz újrafelhasználása (WC-öblítés, stb.), második vízkör kiépítése napjaink realitása, nálunk a decentralizált szennyvíztisztítás és tisztított víz újrafelhasználás jogi és műszaki szabályozásának a megalkotása látszik a legsürgősebben megoldandó feladatnak.

Egyes nyugat-európai országokban a ritkábban lakott térségeket illetően a vizelet és széklet többi szennyvizektől történő szeparálásában, újrahasznosításában gondolkodnak (szárazvécék, szeparált vizeletgyűjtés és hasznosítás) (Otterpohl et al., 2003). Ez is reális lehetőség, hasonlóan a házi szerves, és zöldhulladék, komposztálással történő újrahasznosításához. Az ilyen termékek helyes dózissal felhasználása a talajvíz szennyezésének a megakadályozása érdekében, a házi szennyvízgyűjtés és tisztítóba szállítás jelenleg biztonságához hasonlóan kérdésesnek tűnhet. Káros hatása azonban így is valószínűleg messze elmaradna az intenzív hígtrágya, vagy műtrágya felhasználás következményeitől.

## **2. A szennyvíztisztítás eddigi fejlődése és várható főbb fejlődési irányai**

A szennyvíztisztítás tudatos iparosítása az 1870-es években kezdődött az USA-ban a talajszűrés célirányos hasznosításával. Már ekkor egyértelművé vált, hogy a tisztítás csakis a biológiai módszerével lehet olcsó és széleskörű. Még ugyanennek a századnak a végén felismerték, hogy a biológiai folyamatok egyenletes tápanyagellátás (szerves anyag és levegőztetés) biztosításával vizes fázisban egyszerűbben intenzifikálhatók. Egyszerre két technikát is alkalmasnak vélték, s napjainkig ezek versenye jelenti a fejlesztés fő irányait. Az eleven iszapos, vagy lebegő iszapfázissal működő megoldás napjainkban uralkodó. Ez azonban nem jelenti azt, hogy kizárólagosan ez lesz a jövő útja. A biofilmes tisztításnak ugyanis óriási előnye, hogy az eleveniszapnál kialakuló 70-100 mikronos pelyhek nagyjából homogén mikroorganizmus-, és tápanyag-eloszlásával szemben a filmben kialakuló koncentráció-gradiensek eredményeként strukturáltabb mikroorganizmus együttélés lehetőségét biztosítja. Ezzel egyrészt lényegesen kisebb fajlagos iszapozamot eredményez, másrészt megfelelő körülmények között a nitrifikálók nagyobb mértékű elszaporodását is biztosíthatja (Hartmann, 2001).

A két technológia fejlesztése az elmúlt évszázadban váltakozó intenzitással történt, s csak annak a legvégén váltak egyértelművé a rögzített film különleges biológiai lehetőségei. Előbb az eleveniszapos megoldásnál kellett a kezdeti, egyetlen levegőztetett medencés (periódikusan ülepítőnek is használt medencés) megoldásról az utóülepítő és iszaprecirkulációs megoldásra átállni, folyamatosan fejlesztve annál a levegőztetés hatékonyságát, oxigén-kihasználási hatásfokát. Ez a különböző finomságú buborékokkal, különböző vízborítottsággal (nyomás) történő levegőbevitel változatainak kialakulását jelentette. Napjainkra a finombuborékos levegőztetés (lézerperforált gumimembránnal) általános, de a kerámia levegőztető csövek, vagy testek is csaknem egyenértékű megoldás. A vízmélység tekintetében a levegő-kompresszió gépi kialakítása és hatásfoka bizonyult meghatározónak, ami a levegőfúvók használatát, s azzal a mintegy 4-4,5 méteres medencemélység kialakulását tette általánossá. Ettől függetlenül időközben a több atmoszféra levegőnyomást igénylő torony és kútbiológia kipróbálására is sor került. A legmélyebb kútbiológia nyersiszap oxidációjára épült Texasban

1500 méteres mélységgel. A levegő mellett időközben esetenként a tiszta oxigént is felhasználták, sőt jelenleg a debreceni szennyvíztisztítóban is vannak ilyen, sikeres próbálkozások.

A múlt század közepére kiderült, hogy az eleveniszapos megoldásoknál a denitrifikáció egy nem levegőztetett (anoxikus), de folyamatosan kevert iszapos tér, célszerűen a levegőztető medence elé történő beiktatását is igényli egy további iszaprecirkulációs áram (belső recirkuláció) egyidejű kiépítésével. A hetvenes években az elődenitrifikálót megelőző anaerob tér kialakításának a szükségessége is tisztázódott (biológiai többletfoszfor eltávolítás). Hamarosan kialakították az anoxikus/oxikus reaktorterek időben szakaszolt levegőztetéssel történő biztosítást is, melyek a térben ciklikus megoldással egyenértékű időben ciklizált technológiát eredményeztek. Ez utóbbit a tápanyagellátás célszerű kialakításával (szakaszos szennyvízfeladás) is kombinálva, majd az utóülepítést is az a levegőztetéssel azonos térben megvalósítva, az úgynevezett szakaszos betáplálású reaktortechnikát fejlesztették ki. Ez utóbbi természetesen csakis a szabályozástechnika időközben bekövetkezett fejlődésével ugyancsak a múlt század utolsó évtizedeire vált lehetségessé.

A biofilmes rendszerek fejlődése valamivel lassabban indult, hiszen a hordozók fejlesztése előbb a műanyaggyártás fejlődését igényelte. Ez azután a hagyományos rögzített hordozók, a műanyagöltetes csepegtetőtestek tökéletesítését eredményezte. Ezeknél  $200-300 \text{ m}^2/\text{m}^3$  hordozófelület is biztosítható volt már mintegy 80 %-nyi szabad-térfogat mellett, ami az egységnyi térfogatban működő biofilm-tömeget lényegesen megnövelte. Ez a tisztítótypus azonban felülről történő locsolása, nedvesítése miatt fokozottan érzékeny az időjárásra. Kialakultak ezért azoknak az elárasztott üzemmódban, alsó levegő befúvással működő változatai is, melyek azonban a leszakadó filmrétegek lebegő állapotú szaporodása miatt hibrid változatok lettek. Ugyanígy hibrid megoldások a nem rögzített, hanem lebegő műanyag-hordozóval (golyók, préselt testecskék, labdacskok) működő rögzített filmes, de már fluid jellegű megoldások is. A biofilmben köztudottan jobb megkötődése lehet a nitrifikáló mikroorganizmusoknak, ami az eljárást ugyancsak favorizálta.

A legutóbbi időszakban a víznél lényegesen nehezebb fajsúlyú, sokkal kisebb méretű (nagyobb fajlagos felületű) anyagokkal (bazalt-, kerámia-, üvegörlemény, stb.) is készítenek fluidizált üzemben működő rögzített filmes változatokat, amelyek persze ugyancsak hibrid rendszerek, de azokban a biomassa döntő részét a biofilm képezi. Ezeknél a minimális iszaphozam és szimultán denitrifikációval egybekötött jó nitrifikáció a rendkívüli előny. A térfogati teljesítmény a nagy biomassa-sűrűség révén jelenleg ezeknél a típusoknál a legjobb. Egy szóba jöhető változatuk a hordozó nélkül granulálódó iszappal kialakított megoldás, amely a szennyvíz intenzív anaerob tisztításánál vált be különösen. Az ilyen aerob iszap kialakítása ugyanakkor még csak kísérleti stádiumban van.

A gyakorlatban a nagyobb méretű hordozóval, töltettel kialakított, mintegy expandált ágyas üzemmódban működő biológiai szűrőket (melyek ciklikus visszamosása, iszapöblítése elengedhetetlen) inkább a nagyterhelésű eleveniszapos szennyvíztisztítókat követő utónitrifikációra használják. Ilyenkor a denitrifikáció további lépcsőben, külső tápanyag, elsősorban metanol bevitelével biztosítható. A finom hordozós, ténylegesen fluid megoldásoknál a szerves anyag és a nitrogén eltávolítása egyetlen, célszerűen levegőztetett reaktorban is biztosítható igen nagy térfogati teljesítménnyel, azonban ma még csakis mezofil hőmérsékleten. Mégis talán ez a típus az, amely a jövőben a nagy térfogati teljesítményével, s az ehhez párosuló kisebb fajlagos beruházási költségével a jövő egyik megoldása lehet (Kárpáti et al, 2004a).

Mindezen tendenciák mellett az utóbbi időszakban a fenntartható fejlődés jelszavával a vizelet és széklet szeparált gyűjtése és kezelése fejlesztésnek indult számos országban. Ezzel a többi víz szennyezettsége csökken, tisztíthatósága javul, egyszerűsödik. Ilyen esetben az utóbbi rész felmelegítésére nincs is szükség, így jelentős energia takarítható meg a korábbiakban prognosztizált megoldáshoz képest is. Ez azonban kétféle tisztítás kiépítését igényli, aminek jelenleg még beláthatatlanok az anyagi következményei, hiszen sűrűn lakott környezetben az gyakorlatilag elképzelhetetlen. A ritkán lakott térségekben kis házcsoportok, vagy egyedi lakóházak, üdülők esetében elképzelhető, bár ma még messze nem tűnik kellően kiforrottnak.

### **3. Hatásfok maximalizálás és hulladékminimalizálás a lakossági szennyvizek eleveniszapos tisztításában**

A fenti két követelmény egyidejűleg meghatározó napjaink szennyvíztisztításában, holott a kettő egyidejűleg nem érvényesülhet. Mindig az optimális megoldásra kell valamilyen kompromisszumot találni. Az optimum ugyanakkor mindig adott környezethez kötött. A szakmai ismeretek bővülésével és a környezet (szabályozás és állapot) változásával ez változó optimum. Szélsőséges példával érzékeltetve, a szennyvíztisztítás levegőbe juttatott széndioxidja technológiai hulladék, üvegházhatású gáz, amely azonban a növényzet által újrahasznosuló, „megújuló” nyersanyag is. Szükségszerűen nem lehet a foszilis (meg nem újuló) tüzelőanyagok égetésével és környezetszennyezésével egy lapon említeni. Ennek megfelelően ma azt nem is tekintik hulladéknak, vagy környezetszennyezésnek. Akkor viszont már nem biztos, hogy ugyanígy kezelik, ha a szennyvíz szerves anyagából (szennyvíziszap) előállított metán, vagy akár az iszap közvetlen égetésével kerül a légterbe.

A szennyvíztisztítás kapcsán azonban nem csak a szerves anyag, de a nitrogéntartalom, foszfortartalom, és egyéb, nehezen bontható szerves, vagy akár nehézfém szennyezők eltávolításának, természetbe történő visszaforgatásának az optimumáról is beszélhetünk. Ezt az optimumot a fentiekhez szükséges beruházás és üzemeltetés költségigénye is szükségszerűen befolyásolja. Napjainkban lassan már a tisztított szennyvíz elhelyezése, környezetterhelési díja, vagy újrahasznosítása is hasonló meghatározó költségtenyezője a szennyvíztisztításnak, miközben változatlanul hasonlóan fontos feladata a szennyvíz bakteriális fertőzésveszélyének a minimalizálása is.

A szennyvíztisztítás tehát láthatóan elengedhetetlen, ugyanakkor igen komplex feladat. A jelenlegi technológiáknál a szerves anyag tartalmának mintegy fele veszendőbe megy (alakul széndioxiddá), hogy a másik fél részt a szennyvízből a megkívánt hatásfokkal eltávolíthassák. Az egy lakos által átlagosan elfogyasztásra kerülő 2000 kcal/nap tápanyag-energiából így már csak alig több mint 400, tehát az ötöde koncentrálódik a szennyvíziszapban. Ennek csak fele nyerhető ki azután az iszaprohasztással metánként. Ez hasznosítható elektromos áram termelésére és fűtésre (1/3 : 2/3 arányban). A további iszapmaradék energiatartalma is hasznosítható ilyen célra megfelelő előkezelést (víztelenítés, szárítás) követő égetéssel. Ennél a hamumaradék elhelyezése az újabb gond. Más lehetőség a hasonló víztelenítéssel, esetleg szárítással kombinált komposztálás, amely megfelelő kihelyezési lehetőség esetén ma a leggyakrabban alkalmazott újrafelhasználási, hasznosítási megoldás. A komposztálás a ciklikusan megújuló növényzet talán leghosszabb ciklusidejű tápanyagtárolóját, a talaj termékenységének egyik meghatározó komponensét, a humuszt tudja előállítani. Sajnos napjaink értetlensége, továbbá a műtrágya-, és egyéb humusztermék-gyártók ellenérdekeltsége miatt a szennyvíziszapból előállítható komposztok hasznosítása

visszaszorulóban van, s jelenleg az égetés fele látszik a gyakorlat elmozdulni (Kárpáti - Juhász, 2004).

Más kérdés, hogy a szennyvíz tisztítása kapcsán a növényi tápanyagoknak, a nitrogénnek és foszfornak az eltávolítása, vagy újrahasznosítása is igen rossz hatásfokú. Az ammónium nitrogént ma az ismert lehetőségek közül csak a drágább (oxigén és szerves anyag igényesebb) úton lehet a gyakorlatban eltávolítani. Így kerül még elvileg is annak mintegy 80-90 %-a a levegőbe nitrogénként, s csupán a maradék a komposztba, az esetleges mezőgazdasági hasznosításra. A nitrogéneltválítás legfőbb problémája a jelenlegi technológiáknál a biológiai ammónium oxidáció (átalakítás) hőmérsékletérzékenysége. Emiatt a kisebb hazai telepeknél a téli időszakban (elviselhető költségigénnyel) csak részleges ammóniumoxidáció lehetséges. A melegebb éghajlatú országokat ez a téli probléma nem terheli. Nyilvánvaló, hogy a biológiai tisztítás rendkívüli túlméretezése mellett a szennyvíz melegítése is megoldás lehetne. Energiaínséges korunkban azonban az utóbbi kizárható.

A foszfor esetében a lehetőségek jobbakk, hiszen az akkumulációját végző mikroorganizmusok nem érzékenyek különösebben a víz hőmérsékletre, illetőleg a foszfor kémiaiilag is olcsón eltávolítható a szennyvízből (Pásztor et al., 2004). Sajnos a vassal, alumíniummal kicsapott foszfát a növények számára nehezen hozzáférhető. Ez azonban kisebb baj, mint a tisztított vízben a foszfor okozta eutrofizáció, s annak a káros következményei.

A szennyvíztisztításnál a felsorolt okok miatt a közeljövőben bizonyára ki fognak fejlődni olyan technológiák, melyek az ammónium oxidációját nagyobb térfogati kapacitással is biztosítják. Lehetnek ezek több iszapkörös, vagy új biológiai utakat használó megoldások is. Az is könnyen kiderülhet, hogy éppen az utóbbiak olyan változata lesz a nyerő, amely a szennyvizek tudatos koncentrálásával (szeparáció), s a „fekete vizek” hőmérsékletének a megemelésével, azok szimultán átalakításait egyetlen medencében, vagy reaktortérben biztosítva tudja mind a szennyezőanyag eltávolítást, mind főlősiszap csaknem teljes biológiai, széndioxiddá történő oxidációját megvalósítani. Ez az iszapfeldolgozás költségeinek a csökkentésével igen kedvezően alakíthatja az üzemeltetési költségeket. Kérdés persze, hogy a speciális reaktorkialakítás, levegőztetés, fázisszétválasztás milyen többletberuházást igényel. Az ilyen megoldás egyébként a jelenlegi ismeretek szerint valószínűsíthetően nagy iszapkoncentrációt alkalmazó biofilmes, vagy hibrid rendszer lehet. A fajlagosan kevesebb víz előmelegítése az optimális 30-35 °C körüli hőmérsékletre így akár a saját energiataralomból is megoldható. A beruházás oldalán azonban a jelenlegi költségigénynek lényegesen csökkenni kell a gyakorlati alkalmazáshoz (Kárpáti et al, 2004).

A nagyobb szennyvíztisztítók ilyen értelmű technológiaváltását elképzelhetően az iszapfeldolgozási költségeinek az emelkedése fogja felgyorsítani. Azoknál azonban előbb várható egy technológiai fejlesztés az iszapfeldolgozás vonalán ezt megelőzően, s talán éppen az iszapégetés irányában. Az iszapszállítás költségének a növekedése a helyi megoldásokat sürgeti, ami vagy a komposztálás, majd újrahasznosítás, vagy ugyanaz iszapégetéssel. Az energia termelése mellett azonban annak a hasznosítását is megfelelően ki kell építeni, ami növényi tápanyag visszaforgatásához hasonlóan más érdekeket sérthet. A jövő hosszú távon mégis valószínűleg ennek a megújuló energiának a hasznosítását ígéri, amit persze helyes környezetpolitikával központilag kell támogatni. A mindenkori optimum kialakításának ugyanis az is elengedhetetlen része, mint napjainkban éppen a szennyvízcsatornázás és szennyvíztisztító építés támogatásáé.

#### 4. Lakossági szennyvizek tisztítása fluidizált biofilmes rendszerekkel

A lakossági szennyvizek tisztításánál ma az eleveniszapos megoldás egyeduralkodó, ugyanakkor a biofilmes reaktortechnika fejlesztése jelenleg messze ígéretesebbnek tűnik. Az eleveniszapban ugyanis a mikroorganizmusok egymáshoz tapadt formában, apró „pelyhecskében” élnek, szaporodnak. Ezek a keverés nyíró hatására ciklikusan kisebb egységekre aprózódnak, majd ismét nagyobb egységekké állnak össze. A kutatások szerint ezeknek a pelyhecskének a mérete 30-70 mikrométer körül alakul. Ezen a térfogaton belül a folyamatos átkeveredés és a diffúzió szállítja a tápanyagokat (szerves anyag, oxigén, nitrogén, stb.) a sejtek membránjához. Szükségszerű tehát hogy ciklikusan bizonyos koncentráció gradiens is kialakulhasson az eleveniszap ilyen egységein belül, melyet azonban az időszakos átkeveredés (konvekció) többé-kevésbé kiegyenlített. A szimultán denitrifikáció bizonyítja legjobban, hogy a lebegő iszaprészek belsejében statisztikusak kialakulnak oxigénhiányos körülmények, holott a pelyhecské közötti víztérben néhány mg/l-es oxigénkoncentráció mérhető. Az eleveniszap pelyhecskéi a biofilmhez képest ugyanakkor igen jól átkevert rendszernek tekinthetők. Az előzőnél a legfőbb gond, hogy az iszap koncentrációja nem növelhető 6-7 g/l fölé annak a gyenge ülepedési, sűrűsödési hajlama miatt. Ezen nehezítőszerekkel, illetőleg legújabban a membrános fáziszeparációval igyekeznek segíteni. Az utóbbi már az iszapkoncentráció megduplázását jelenti.

A biofilmekről bizonyított, hogy a felső 100 mikrométeres rétegébe jut csak be az oxigén, alatta pedig a hordozó felülete fele haladva az anoxikus (oxigénmentes, de nitrát tartalmú) majd anaerob (oxigén-, és nitrát-mentes) körülmények uralkodóak. Ezek a biofilm szerves anyagának a hidrolízisét és fermentációját segítik elő, ami iszapozom csökkenést eredményez. Az anaerob hidrolízis és fermentáció során keletkező termékek a külső sejteknek tápanyagul szolgálnak, de azok is hamarosan ugyanerre a sorsra jutnak a film egyirányú növekedése eredményeként (Dorias et al, 2002).

Sokáig megoldhatatlannak tűnt a „dolgozó iszaptömeg” jelentősebb koncentrációja a biofilmes rendszereknél is. Az intenzív anaerob szennyvíztisztításnál ezen a granulálódó iszap felfedezésével sikerült túllépni. Ott a gyorsan ülepedő, 1-2 mm-es golyócskákat képező iszaptömeg koncentrációja már 50-60 g/l-t is elérte. Ez értelemszerűen a pelyhes rendszerhez képest többszörös térfogati teljesítményt biztosíthat. Az eleveniszapos rendszereknél hasonló iszapgranulációt csak az utóbbi néhány évben észleltek, illetőleg alkalmaznak. Itt azonban látszólag nem is az iszap koncentrációjának a növelése a granulálás célja, hanem a biofilmes rendszer kialakítása. Az ilyen iszapot egyébként váltakozó tápanyag-ellátottságú (szerves anyag és oxigén) környezetben sikerült csak kinevelni (Beun et al., 2002). A technológiáról ma még keveset publikáltak, fejlesztés alatt áll, s csak laboratóriumi méretben működik.

A biofilmes rendszerek iszapkoncentrációja ugyanakkor a hordozó nehezítésével, s egyidejűleg fluidizációs üzemeltetéssel is növelhető (Mulder, 2003). Az első a jó ülepedés elérése érdekében látszik szükségesnek, az utóbbi pedig az iszaprecirkulációt és a folyamatos tápanyagellátást biztosítja. A folyamatos tápanyagellátás persze csak a teljes folyadék fázisra igaz, sőt az áramlás és levegőztetés megfelelő alakításával egy ilyen rendszerben elvileg még eltérő tápanyag-, és oxigén-ellátottságú terek kialakítása is megoldható. Ezen túl a biofilm diffúziós gátlása miatt a biofilm mélysége függvényében a különböző tápanyag-ellátottság eleve szükséges. Ez a biofilm egyes rétegeiben az ott uralkodó körülményeket kedvelő mikroorganizmus csoportok dominanciáját, megfelelő szelekcióját, adaptációját eredményezi.

Az első ilyen ipari berendezést Hollandiában állították üzembe a múlt század nyolcvanas éveinek közepén, s azóta is kitűnően üzemel (Mulder et al, 1995). Sikerült megoldaniuk az iszap ülepedését és recirkulációját is egy teljesen új, a levegőztetett oszlop tetejére épített gáz és lebegő anyag szétválasztó résszel. A levegőztetést a viszonylag magas, hengersizű reaktor középvezetékében kialakított csőben végezték, mintegy mamutszivattyú szerűen, ami a hordozós-biofilmes iszaptömeg állandó áramoltatását, s az iszapnak a lebegésben tartását is biztosította. A nagy biomasza koncentráció révén az egység fajlagos térfogati terhelése és a relatív iszapterhelése is nagyobb lehetett. Ezzel együtt a meleg (mezofil) gyógyszergyári szennyvíznél kimagaslóan jó nitrifikációs sebesség adódott. Ennél az egységnél észlelték először, hogy a reaktorban több ammónia tűnt el, mint amennyi nitríté, vagy nitráttá oxidálódott. Valamilyen más, addig ismeretlen ammónium átalakítási folyamat (deammonifikáció) is működött a rendszerben.

Az utóbbi évtizedben bebizonyosodott, hogy speciális mikroorganizmusok a redukált és oxidált nitrogénforma (ammónium és nitrit) egyidejű hasznosítására is képesek, s döntően ezek felelősek a más biofilmes rendszerekben is észlelt ilyen anomáliáért (Kárpáti et al., 2004a). Innen kezdve sok kutatót foglalkoztat ennek a nitrogéneltávolításnak a pontosítása, üzemeltetése. Elvileg megoldható az sokféle biofilmes rendszerrel. Például levegőztetéssel is granulálódó iszappal, ciklikusan levegőztetett, statikus hordozós, vagy közel hasonló elvű biofilmes rendszerrel, vagy például a már részletezett fluid biofilmes megoldással. A biomasza koncentrációja, s így egységnyi térfogatban elérhető kapacitása tekintetében az utóbbi látszik a legkedvezőbbnek. Az is bizonyosnak tűnik, hogy a mezofil környezet is elengedhetetlen az anaerob ammónium oxidációnak nevezett folyamat (deammonifikáció, anammox eljárás) biztosításához. Kérdés csupán az, hogy a nitrogén ilyen eltávolítását a lakossági szennyvizeknél (stabil BOI, vagy KOI : TKN arány) lehetséges-e a szerves tápanyag eltávolításával egyidejűleg biztosítani. Ez utóbbira napjainkban több helyütt is folynak a vizsgálatok, s elképzelhetőnek tűnik, hogy egyszerre (egy lépcsőben, vagy reaktorban) is teljesíthető a tisztítás. Feltehető azonban, hogy csak viszonylag szűk tápanyag összetétel tartományban. Ezt a kísérletek igazolni látszottak, de pontos kinetikai számításokkal ez éppen a megfelelő mikroorganizmus-csoport kellő ismeretének hiánya miatt eddig még nem bizonyított.

Az sem zárható még ki, hogy a lakossági szennyvizek tisztításánál az adott mikroorganizmus együttes kialakításához a hőmérséklet és pH mellett a tápanyag-összetételt is valamelyest szabályozni kell. Ezeket a részkérdéseket azonban a kutatások hamarosan tisztázzák. Hogy azonban mennyire nem egyszerű feladatról van szó, az is érzékeltetheti, hogy bár az Anammox folyamat évtizedek óta ismert, a folyamatot mégsem sikerült ipari körülmények között a mai napig sem realizálni az adott mikroorganizmus csoport üzemi körülmények között tapasztalt igen lassú szaporodása és kis fajlagos iszaphozama miatt. Ez pedig a térfogati teljesítmény, a tisztításhoz szükséges hasznos mikroorganizmus tömeg kialakításához elengedhetetlenek.

## **5. Üzemi példák a szerves anyag és nitrogéneltávolítás intenzifikálására a lakossági szennyvizek szennyvíztisztításánál**

Az eleveniszapos rendszerek esetében bebizonyosodott, hogy azokban a szerves anyag eltávolítása a nitrifikációhoz képest lényegesen nagyobb térfogati kapacitással, sebességgel történhet. Ezekben a rendszerekben ugyanis két különböző anyag-átalakítást végző mikroorganizmus csoport az aktuális összetételű iszap folyamatos elvétele miatt versenyben van egymással. A gyorsabban szaporodó heterotrófok a homogén összetételű iszaptól a lassan

szaporodó nitrifikálókat rövid időn belül kiszorítják. Ennek következménye, hogy az egyiszapkoros eleveniszapos rendszerekben a nitrifikáció csakis megfelelően kis szerves anyag terhelés, úgynevezett karbon limitáció mellett biztosítható (Hartmann, 2001).

A szerves anyag oxidációja ugyanakkor a nitrifikációt biztosító lakossági szennyvízterhelésnél lényegesen nagyobb terhelésnél is biztosítható. A szennyvízterhelést az iszapkorral, vagy a fajlagos térfogati terheléssel szokás jellemezni. Ezek egymással reciprok összefüggésben állnak. Az üzemi tapasztalatok szerint a lakossági szennyvizetknél mintegy 3 napos iszapkorra van szükség a szerves anyag kellő hatásfokú eltávolításához. Ez mintegy 2 kg BOI<sub>5</sub>/m<sup>3</sup> fajlagos térfogati terhelést jelent. A nitrifikációhoz ennek csak az ötöde – tizede térfogati terhelés engedhető csak meg, melynél a kialakuló iszapkor 8-10 nap.

Húsipari szennyvizek esetében még ennél nagyobb térfogati terhelés esetén is zavarosságmentes szennyvizet sikerült biztosítani a kapuvári szennyvíztisztítóban, bár ilyenkor a szennyvíz KOI-jét a 2500 mg/l-ről csupán 400 körüli értékre sikerült csökkenteni (Kárpáti - Pulai, 2001). Ez a 80 % fölötti KOI csökkenés azonban 1,5 napos iszapkorral biztosítható volt. Szükségszerű, hogy a fenti terheléseknél nem nitrifikált az eleveniszap.

A hódmezővásárhelyi szennyvíztisztítóban a nitrifikációt egy második iszaplépcső biztosítja, melyben a szerves anyag terhelés már annyira kicsi, hogy 15 nap körüli iszapkor alakul ki abban a nitrifikációhoz. Ez utóbbi iszapkor kialakításában az autotrófok iszapozama is meghatározó szerepet játszott. Ilyen esetben törvényszerű, hogy a nitrifikáció sebessége is lényegesen nagyobb legyen az egy iszapkörben kialakuló sebességnél. Míg az egy iszapos rendszerben rendszerint 0,1 kg N/m<sup>3</sup>d nitrifikációs kapacitás a maximum, a második iszapkörben több hazai üzem vizsgálata alapján 0,3-1 kg N/m<sup>3</sup>d nitrifikációs sebességek is kialakulhatnak (Pulai – Kárpáti, 2004). A nitrifikáció sebességének további növelése csakis biofilmes rendszerekkel érhető el, a korábbi tapasztalatok szerint. A dél-pesti szennyvíztelepen elárasztott ágyas rendszerben szemcsés hordozóval (expandált ágy) átlagosan 0,7 kg N/m<sup>3</sup>d nitrifikációt értek el. Közlemények adatai szerint fluidizált szilárd hordozón (finom homokszemcsék) ez a sebesség mintegy 5 kg N/m<sup>3</sup>d értékig növelhető (Kárpáti et al, 2004).

Ezek a nitrifikációs vizsgálatok azonban a környezeti hőmérsékleten történtek, tehát a kommunális szennyvíztisztítás különleges lehetőségeit próbálták vizsgálni. Napjainkban számos kísérleti és ipari példa van már arra is, hogy az anaerob rothasztó meleg iszapvizét mezofil hőmérséklettartományban nitrifikálják. Bizonyítottak tűnik, hogy ilyen körülmények között speciális nitrifikáló tenyészet kialakítása is lehetséges, mellyel eleveniszapos rendszerben is elérhető az 1-1,5 kg N/m<sup>3</sup>d nitrifikációs sebesség. Ez a mikroorganizmus csoport azonban az ammóniumot csak nitritig oxidálja éppen a hőmérsékletnek a nitrobakter fajokra gyakorolt gátló hatása eredményeként (Fux et al, 2003).

A legutóbbi közlemények olyan próbálkozásokról is beszámoltak, hogy az ilyen gyorsan szaporodó nitritáló fajokat a mezofil hőmérséklettartományban az oxigénellátás szabályozásával tovább szelektálják. Ennek szükségessége nem is az eleveniszapnál, hanem a biofilmes rendszereknél lehetne meghatározó. Az ilyen ammónium oxidáló biofilm alatt ugyanis elképzelhető az Annamox átalakítást ( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- = \text{N}_2 + 2 \text{H}_2\text{O}$ ) végző, de rendkívül lassan szaporodó mikroorganizmus fajok kialakulása. Ez az a variáció az, amely a jövőben a nitrogéneltávolítást igen nagy fajlagos térfogati teljesítménnyel biztosíthatja, de csak meleg vizek esetében, azaz a mezofil hőmérséklet-tartományban. A hidegebb lakossági szennyvizetknél hasznosíthatósága sajnos valószínűtlen a víz melegítésének a rendkívüli energiaigénye miatt. Ez utóbbi még jó hőcsere esetén is a levegőztetés energiaigényének



ugyanis a tízszerese. Az anaerob iszaprothasztás meleg iszapvizére ugyanakkor megoldást jelentene ez a technika. Az iparban is számos olyan meleg kondenzvíz tisztítására lenne szükség, melyek ammónium tartalma viszonylag nagy, s mellette a szerves anyag mennyisége koncentrációjában hasonló (ATEV kondenzvizek, KOI : TKN arányuk 3-5).

Mégis nagyon ígéretesek azok az éppen napvilágot látott eredmények, melyek szerint a lakossági szennyvizek mezofil tisztításakor fluidizált biofilmes rendszerrel 5 kg BOI<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>d szerves anyag terhelés mellett sikerült teljes nitrifikációt és denitrifikációt (0,6 kg N/m<sup>3</sup>d) elérni ugyanazon reaktorban. Ez ugyanis azt bizonyíthatja, hogy mezofil biofilmes rendszerek ilyen nitrifikációs teljesítményeket is biztosíthatnak, miközben a legkülső rétegükben intenzív szerves anyag oxidáció és immobilizálás is biztosítható. Hagyományos eleveniszapos rendszerrel ilyen terhelés mellett a mezofil hőmérsékleten is csak a szerves anyag eltávolítása lehetséges, s nem nitrifikál az iszap.

Ezek a hatalmasnak tűnő fajlagos térfogati teljesítmények már megkérdőjelezhetik a szennyvíz célirányos, hőcserével történő fűtését, felmelegítését. Ugyan az utóbbi is komoly beruházásigény, de maga a reaktorkialakítás, a fázis-szeparáció és az oxigénbevitel egyáltalán nem jelent speciális, költséges megoldást. A műszertechnika és a szabályozás rohamos fejlődésével ezért a közeljövőben az ilyen megoldások különböző variációi is elképzelhetők a lakossági szennyvizek tisztításában, akár a kisebb üzemméret tartományban is. Az megkülönböztetés szövege, hogy kétlépcsős (két iszapkörös) kiépítésben működjön akár mérsékelt hőmérsékleten ilyen nitrifikáció, megfelelő utó-denitrifikációval kombinálva.

A már említett melegebb, koncentrált szerves anyag, vagy ammónium tartalmú vizekre történő hasznosításuk azonban még a lakossági szennyvizekénél is gyorsabb sikerrel kecsegtethet. Várhatóan jelentősen átalakítja a szennyvíztisztítás mai gyakorlatát, a levegőztetés, s azzal a folyadék konvekció, tápanyagszállítás szabályozását, valamint a tisztítótelepek külső arculatát is. Zártságával az ilyen tisztítókat kellően megregulázott ipari üzemekké alakítja, melyeket nem kell a lakóhelytől távol elhelyezni a fertőzésveszélyük miatt. Ezzel természetesen a szennyvizek gyűjtése, szállítása során bekövetkező lehűlése is csökkenthető, ami ugyancsak a megoldás energiaigényének a csökkentését eredményezheti.

## **6. Nagy ammónium koncentrációjú iszapvíz, és üzemi folyékony hulladékok speciális tisztítási lehetősége (Kárpáti, 2003)**

Az említett két szennyvíztípus összetételét illetően már távol áll a lakossági szennyvizektől. Míg az előzőben a lakosság átlagos szennyezésének eredményeként (60 g BOI<sub>5</sub>/föd, illetőleg 13-14 g TKN/föd) a BOI<sub>5</sub>/TKN arány mintegy 4,5, az anaerob iszaprothasztás vizének az ammónium koncentrációja 500-1500 mg/l is lehet a mintegy 400-500 mg/l BOI<sub>5</sub> értéke mellett. A BOI<sub>5</sub>/TKN arány tehát 1- 0,3. Az állatfeldolgozás maradékait ártalmatlanító, hasznosító (ATEV) iparág zsír és lebegőanyag-mentesített szennyvizeiben a BOI<sub>5</sub>/TKN arány ugyan 3, de ugyanezeknek az üzemeknek a pára(test)kondenz vizeiben ez az arány valahol 2 körül van.

A BOI<sub>5</sub> fajlagos iszaphozamát (heterotrof) 0,8 kg iszap szárazanyag/kg BOI<sub>5</sub>, az ammóniumét (autotrof) pedig 0,24 iszap szárazanyag/kg TKN értékkel számolva látható, hogy a koncentráltabb ammónium tartalmú szennyvizek tisztításakor keletkező iszapok mennyivel nagyobb részarányban tartalmazhatják az utóbbiak oxidációját végző mikroorganizmusokat. Ennek megfelelően azonos iszapkoncentrációnál fajlagos nitrifikációs sebességük, kapacitásuk is ugyanilyen arányban megnövekszik. Mint már a korábbiakban a

biofilmek bemutatásánál említésre került a biofilm további szelekcióra, autotróf iszaphozamiancia kialakítására is alkalmat nyújt. Ott ugyanakkor a külső film alatti rétegben a denitrifikáció speciális változatának a kialakulására is mód nyílik az ilyen  $BOI_5$  szegény környezetben (nitrit autotróf redukciója ammóniummal).

Az utóbbi vizek biológiai tisztításánál a heterotróf és autotróf mikroorganizmusok iszaphozamának ez az eltérése azonban önmagában is lehetőséget nyújthat a lakossági szennyvizeknél hasznosított eleveniszapos megoldás kisebb módosítással történő intenzifikálására. A nitrifikálóban gazdag iszap gyenge ülepedési hajlamát, képességét kell ilyen esetben valamilyen módon javítani. Erre vagy nehezítőszer alkalmazása, vagy a membrán-szeparáció, vagy akár a kettő összekapcsolása adhat lehetőséget. Az elsőre persze példa a már korábban említett nehéz szemcsés hordozó önmagában is, de az a biofilmes megoldás is a maga szükségzerű következményeivel. Átmenetet képező megoldás, amit nehezítőszer szemcsemérete miatt talán mégis csak eleveniszapos megoldásnak kell tekintetünk a bentonit, zeolitporokkal nehezített eleveniszap.

Az eddigi gyakorlatban mindkettővel nagyszámú kísérlet történt már a múltban, mindegyik felhasználása szabadalmi védeltséget élvez, a gyakorlatban azonban egy nagy montmorillonit (zeolit) tartalmú bentonit alkalmazása látszik jobban terjedni a gyakorlatban. Szükségzerű, hogy a megoldás ott igazán jó, ahol a  $BOI_5$  mennyisége, s ezzel iszaphozama kellően kicsi. Ilyenkor a kis „kimosódás” miatt a fajlagos „nehezítőszer” igény is csökken, s azzal a tisztítás vegyszerköltsége is. A nitrifikáció egyébként az eleveniszapos rendszerekének megfelelően érzékeny a vízhőmérsékletre, ezért is célszerűbb az a már említett melegebb iszapvíznél, vagy ipari vizeknél.

A nehezítőszerrel azonban tudni kell, hogy a zeolit-tartalma ioncserélő kapacitást biztosít az ammóniumot illetően, ami annak a koncentrációját a nehezítőszer részecskéinek a felületén jelentősen módosítja. Az ilyen koncentráció-eltérés, vagy gradiens a folyadék és a zeolitos részecskékhez tapadó mikroorganizmusok környezetében további szelekció lehetőségét teremti meg a nitrifikáló, nitritáló, denitrifikáló autotróf mikroorganizmusok számára. Ezt a hatást a gyakorlatban ki is mérték, s iparilag hasznosítják. A kis szemcseméret és igen vékony film kialakulási lehetősége miatt ugyanakkor az ilyen rendszerekben csak a szimultán heterotrof denitrifikációt mérték eddig számottevőnek, s az anammox folyamatok kialakulásáról nem számoltak be. Ettől függetlenül a megoldás igen hasznos a nitrifikációs kapacitás növelésére, még ha az heterotrof elő, vagy utódenitrifikációval szinkronban működik.

Az eddigi üzemi alkalmazásoknál az ilyen bentonitos-zeolitos rendszerrel 1-1,5  $kgN/m^3d$  nitrifikációs térfogati teljesítményt sikerült elérni. Ez mintegy másfélszerese a dél-pesti nitrifikáló utószűrőének, valamint a két iszapkörrel kialakított lakossági eleveniszapos tisztítók második iszapkörében mért maximális sebességnek. Kérdés természetesen a segédanyag ára, illetőleg annak megtérülése a beruházási, üzemeltetési költségekben. Az egyértelmű, hogy ez a segédanyag az iszap további felhasználására csak kedvező lehet, hiszen a talajban is érvényesülhet az ammónium tároló kapacitása (ioncsere kapacitás).

A nitrifikáló kapacitás megnöveléséhez az is hozzájárul, hogy a nehezítőszerrel a jobb iszapülepedésen túl nagyobb iszapkoncentráció is elérhető az ilyen eleveniszapos rendszerben. Az iszapnak ugyan jelentős lesz a szerves hányada, de az előzőek miatt ez egyáltalán nem jelent gondot az iszapelhelyezésnél. Kérdés, hogy meddig lehet növelni az iszap szerves anyag, vagy aktív biomassza koncentrációját egységnyi reaktortérfogatban. Ilyen vonatkozásban a fázisztváltás, az utóülepedés lehetősége lesz meghatározó.

További módosítási lehetőség ezért az ilyen iszapnehezítés, adagolás, aktiválás kombinálása a membrán-szeparációval. Az oroszlányi szennyvíztelepen a ZENON membrános iszapszűrése az eddigi vizsgálatok alapján kitűnőre vizsgázott. Elképzelhető, hogy a membrán tovább növelhetné az iszapkoncentrációt az ilyen rendszereknél is. A töltőanyag (nehezítőszer) talán kedvező lehet a szűrés javításában, s a membránok eltömődésének a csökkentésében is. Ez az utóbbiak jelentősebb beruházási és üzemeltetési költségeit csökkentte igen szerencsés kombinációt biztosíthat. A membrán a tisztított víz KOI-jének a jelentős csökkentését mindenképpen biztosíthatja a klasszikus ülepítéssel szemben a különösen nehezen lebomló, s oldott állapotú, nagy molekulatömegű szerves biológiai termékek visszatartásával.

A zeolit tartalmú nehezítőszer alkalmazása tehát mindenképpen ígéretes az ilyen speciális esetekben. A membrán kombinált rendszerbe illesztését a fentiekben túl indokolhatja, hogy kis térfogatú, különösen koncentrált szennyvizek kezelését végezve a membrán hidraulikus terhelése is jóval kedvezőbb, mint a hígabb lakossági szennyvizeknél.

## Hivatkozások

- Beun, J. J., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (2002) Anaerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Wat. Res.* 36 (3) 702-712.
- Dorias, B. – Hauber, G. – Baumann, P. (2002) Design of Nitrication / Denitrification Experience in Fixed Growth Reactors. *Wastewater Treatment Ed. Rehm, H and Reed, G.: Biotechnology, V. 11a.* p 337-348.
- Fux C. – Lange, K. – Faessler, A. – Huber, P. – Gruenniger, B. – Siegrist, H. (2003) Nitrogen removal from digester supernatant via nitrite – SBR or SHARON. *Wat. Sci. Tech.* 48 (8) 9-18.
- Hartmann, I. (2001) A szennyvíztisztítás kialakulása, fejlődése napjainkig. „A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században – eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei – c. ismeretgyűjtemény, Szerk: Kárpáti Á. Veszprémi Egyetem, 2001, 1-15.
- Kárpáti, Á. (2002) Lakossági szennyvizek és eleveniszapos tisztításuk. A „Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel” c. ismeretgyűjtemény, Szerk: Kárpáti Á. VE, 2002, 1-17.
- Kárpáti, Á. (2004) Megújuló energia és tápanyagok a szennyvíztisztításban. *Vízügyi Közlemények, LXXXV. (3)* 499-509.
- Kárpáti, Á. – Pásztor, I. – Pulai, J. (2004) Nitrogéneltávolítás jelenlegi és távlati lehetőségei a szennyvíztisztításban. *VÍZMŰ Panoráma, XII. évf. (2004/2. Szám)* 17-22.
- Kárpáti, Á. – Pulai, J. (2001): Nitrifikáció javításának a lehetőségei kommunális és ipari vegyes szennyvíz többlépcsős tisztításánál (esettanulmány). *XV. Országos Környezetvédelmi Konferencia, 2001. Szept. 11-13. Siófok, Kiadványkötet, 94-103.*
- Kárpáti, Á. – Taxner, Gy. (2004) Iszap stabilizálás és elhelyezés lehetőségei kis települések szennyvíztisztításánál. A „Szennyvíztisztítás hazai tapasztalatai, s a szennyvíziszap kezelés, hasznosítás lehetőségei” c. ismeretgyűjtemény, Szerk: Kárpáti Á. Veszprémi Egyetem, 69-75.
- Kárpáti, Á. – Juhász, E. (2004) Szennyvíziszap hasznosítás és áttételes hatásai. *Ibid.* 76-96.
- Mulder, A. (2003) The quest for sustainable nitrogen removal technologies. *Wat. Sci. Tech.* 48 (1) 67-75.
- Mulder, A., Van der Graaf, A.A., Robertson, L.A. and Kuenen, J.G. (1995). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiol. Ecology*, **16**, 177–184.
- Orlóci, I. – Szesztay, K. (2003) A vízvágyon állapotának változása a XX. században. *Vízügyi Közlemények LXXXV. (3)* 363-416.
- Otterpohl, R. – Braun, U. – Oldenburg, M. (2003) Innovative technologies for decentralized water-, wastewater and biowaste management in urban and peri-urban areas. *Wat. Sci. Tech.* 48 (11-12) 23-32.
- Pásztor, I. – Pulai, J. – Kárpáti, Á. (2004) Foszfóreltávolítás lehetősége és távlati a szennyvíztisztításnál. „A felhasznált víz és szennyezőinek hatása a szennyvíztisztítás lehetőségeire, távlataira” c. ismeretgyűjtemény, Szerk: Kárpáti Á. Veszprémi Egyetem, 2004, 69-81.
- Pulai, J. – Kárpáti, Á. (2004) Hazai adatok, ismeretek a kétlépcsős eleveniszapos szennyvíztisztításról. A „Szennyvíztisztítás hazai tapasztalatai, s a szennyvíziszap kezelés, hasznosítás lehetőségei” c. ismeretgyűjtemény, Szerk: Kárpáti Á. Veszprémi Egyetem, 48-55.
- Randall, C. W. (2003) Changing needs for appropriate excreta disposal and small wastewater treatment methodologies or The future technology of small wastewater treatment systems. *Wat. Sci. Tech.*, 48 (11-12) 1-6.
- Vermes, L. (2003) Szakirodalmi áttekintés a szennyvíziszapok elhelyezésével és hasznosításával foglalkozó publikációkról. *BKÁE Készségtudományi Kar, Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék, Budapest, pp. 44.*

