

A TOXIKUS ANYAGOK HATÁSA AZ ELEVENISZAPOS BIOLÓGIAI RENDSZERRE

OLÁH JÓZSEF ÉS RÁSA GÁBOR

Kulcsszavak: biológiai lebontás, antropogén anyagok, eleveniszap, üzemi tapasztalatok

1. BEVEZETÉS

A mérgező vagy toxikus anyagok azok a természetben előforduló, vagy mesterségesen előállított vegyi anyagok, melyek az élő biomasszára (eleveniszap) toxikus, vagy mérgező hatást gyakorolnak. A szerves anyagok egy része természetes eredetű (rovarmérgek, kigyómérgek, gombamérgek, bakteriális eredetű mérgek, növényi toxinok vagy biológiailag aktív anyagok pl. alkaloidák, antibiotikumok, stb.), ezeket gyakran gyógyszerként vagy antimikrobiális szerként is alkalmazzák. A szerves anyagok másik csoportját az ún. a természetes élővilág számára idegen, ember által tervezett és szintetizált anyagok (antropogén) alkotják. A toxikus szerves vegyületek széles köre (hidroxi-, halogén -, nitro-, amino- stb. aromás és alifás származékok) található a szerves vegyipari és a gyógyszeripari szennyvizekben. Az elmúlt 100 évben, a vegyipar nagymértékű fejlődése kö-

vetkeztében a szennyvizekben olyan anyagok jelentek meg, amelyek a természetben nem keletkeznek, és ezek anyagok általában nagyon nehezen bonthatók (refractory) és sok esetben az eleveniszapos rendszerre toxikus hatást gyakorolnak. A toxikus hatás következtében a biológiai lebontási hatások nagymértékben csökken és az iszap szerkezetében változások (fokozott szétesés; felúszás stb.) állnak be. Az utóbbi 30 évben a vegyipari tevékenység következtében egyre több ún. természetidegen anyag (xenobiotikus) került a szennyvizekbe. Ezek az anyagok általában az aerob és anaerob biológiai rendszerekre toxikus hatást fejtenek ki és a részleges biológiai lebontást követően a tisztított szennyvizekkel a befogadóba, kerülnek, majd az ivóvíz bázisokat szennyezik, és így közvetlen veszélyt jelentenek az emberre is.

2. A toxikus anyagok fogalom körének meghatározása

Az antropogén eredetű kémiai anyagok fogalma alatt az embertől származó, az ember által létrehozott anyagokat értjük. Az antropogén meghatározás szélesebb fogalmi kört foglal magában. Jelen esetben az antropogén kifejezés alatt az ember ipari tevékenysége folytán a szennyvizekbe kerülő toxikus, nehezen bontható, sőt bizonyos esetekben biológiailag bonthatatlan, természet-idegen anyagokat értjük.

A szakirodalomban a természetidegen anyagokat az idegen jelentésű xeno görög kifejezés előtagjából képezve xenobiotikus (angol: xenobiotic) anyagoknak is nevezik. Ismeretes még a biológiailag bonthatatlan (angol: non biodegradable) és a biológiai lebontásnak ellenálló (angol: refractory; persistent; recalcitrant molecules) anyag megnevezés is. A vegyipari szennyvizekben megjelenő anyagok

jellemzésére használják még a veszélyes (angol: hazardous) anyagok megnevezést is. A fenti kifejezésekkel jellemzett anyagcsoportok a biológiai szennyvíztisztítás szempontjából toxikus anyagoknak számítanak, még akkor is, ha kis mértékben bonthatók, vagy kisebb koncentrációk esetében az eleveniszap a fenti vegyületek biológiai bontásához adaptálható. Toxikus hatást fejtenek ki mindazon anyagok, amelyek koncentrációjuktól függően kisebb nagyobb mértékben mérgezőek a biológiai szennyvíztisztításban működő szervezetek számára. Az esetek jelentős részében az eleveniszapban, azonban jelen vannak olyan szervezetek, amelyek a mérgező anyag lebontásához szükséges enzimekkel potenciálisan rendelkeznek (Oláh et al., 2006).

3. A toxikus anyagok csoportosítása

Az **1. táblázatban** (Benedek, 1990; Field, 2001) rendszereztük a természetidegen, toxikus anyagokat és összefoglaltuk a tulajdonságaikat is.

1. táblázat A vízminőséget különösen veszélyeztető szerves eredetű toxikus (antropogén) vegyületek osztályozása és tulajdonságaik összefoglalása (Benedek, 1990; Field, 2001)

Sorszám	Vegyület megnevezése	Tulajdonság
1.	Fenolok és fenol-származékok (klór-fenol, monoklór-fenol, diklór-fenol, triklór-fenol, tetraklór-fenol, pentaklór-fenol, krezol, rezorcin, katechol)	a, c, d, f, g
2.	Halogénezett aromás szénhidrogének (klór-benzol származékok)	d, e, f, g
3.	Poliklórozott bifenilek (PCB)	c, e, f, g
4.	Poliklórozott dibenzo-dioxinok és dibenzo-furánok (PCDD/F)	c, d, f,
5.	Anionos, kationos és nem-ionos tenzidek	c, d, g
6.	Kőolaj és származékai	c, e, f, g

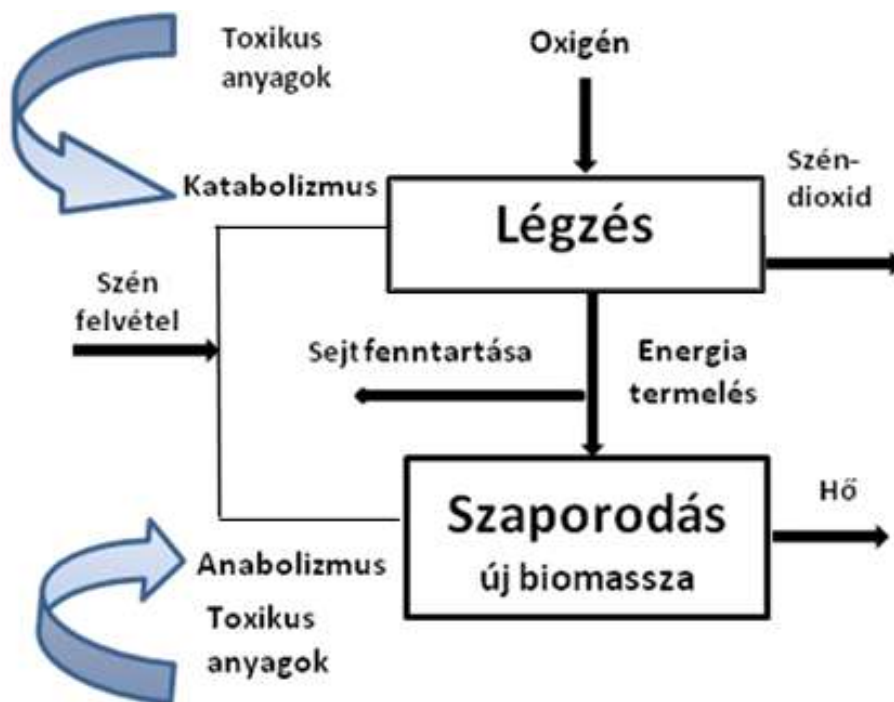
7.	Policiklikus aromás szénhidrogének (PAH) (naftalinok, antracén, fluoantracén, pirén, benzpirén, krizén stb.)	c, e, f, g
8.	Halogénezett alifás szénhidrogének (diklóretilén, diklóretán, triklóretilén, kloroform stb.)	a, d, f, g
9.	Szerves savak (humin, fulvo- és ligninszulfonsav)	b, c, d, g
10.	Növényvédő-szerek: klórozott szénhidrogének, szerves foszfor-sav észterek, triazinok, DDT és származékai, aldrin, eldrin, összes HCH, triazinok, foszforsav észterek stb.	d, e, f
11.	Aldehyde, fertőtlenítőszer és ketonok (metil-etil keton)	a, c, d, f, g
12.	Benzol és alkil-benzolok (BTEX) (benzol, toluol, xilol, i-propil benzol, i-propil toluol stb.)	a, c, d, f, g
13.	Merkaptánok, szerves szulfidok	a, c, e, f, g
14.	Amin-vegyületek: dimetil-amin, dimetil formamid	a, c, e, f, g
15.	Nitrilek	e, f, g
16.	Poliakrilamid és származékai	c, e, f, g
17.	Algatevékenységből származó metabolitok	b, f, g
18.	Egyéb vegyületek (piridin, piridin-bázisok glikolok, terahidro-furán stb.)	b, c, f, g

Jelmagyarázat: "a" könnyen illó, levegőztetéssel vízből kihajtható
 "b" kicsapással eltávolítható
 "c" adszorpcióra hajlamos
 "d" biológiailag nehezen bontható
 "e" biocidok
 "f" humán toxikológiai veszély
 "g" íz és szagrontó anyagok

4. A toxikus anyagok hatása az eleveniszapos rendszerre

Az osztályozás ugyan kissé önkényesnek tűnik, de tartalmazza azokat a fontosabb vegyület csoportokat, amelyek a humán toxikológiai szempontból is veszélyesek.

Felmerül a kérdés, hogy a toxikus anyagok milyen hatást fejtenek ki az eleveniszapos biológiai rendszerre?



1.ábra A toxikus anyagok hatása a baktériumok légzésére és a szaporodására
(Internet 5: Davies, 2005)

Az **1.ábra** (Davies, 2005) a toxikus anyagoknak a baktériumok légzésére és a szaporodására gyakorolt hatását vázlatosan mutatja. A toxikus vegyületek már kicsiny koncentráció (<1 mg/L) esetében is gátolhatják a katabolitikus (energia-termelő) és anabolitikus (a sejtben végbemenő építő folyamat) folyamatokat. A komplex molekulák lebontása egyszerűbbeké a kémiai kötésekben tárolt energia felszabadítását jelenti (ATP termelés). A két folyamat a sejtben gyakran összekapcsolt: a katabolikus folyamatok során felszabadult energiát a baktérium egy anabolikus reakcióhoz felhasználja. A toxikus vegyületek légzés gátlása során a sejtek szaporodásához nem áll rendelkezésre energia, tehát ez által az anabolitikus (sejt szaporodás) folyamatot is gátolja. Közvetlen anabolitikus út gátlása következtében a bak-

tériumok szaporodása és a szén (C) felvétele lecsökken, ez pedig a szennyvíz szennyező anyagainak lebontását eredményezi. Tehát a katabolitikus és az anabolitikus folyamat gátlása szoros kapcsolatban áll.

Anabolizmus során az egyszerű molekulák összekapcsolódása révén összetett (komplex) molekulák képződnek. A folyamat energia igényes: pl. a fehérjék képződése aminosavakból. Irreverzibilis gátlás (nem megfordítható gátlás) esetén az inhibitorok az enzimmel kovalens kötést létesítenek, s folyamatosan akadályozzák a szubsztrát-enzim kapcsolat létrejöttét, s így az általa katalizált folyamatot. Reverzibilis gátlás esetén a gátló anyag leválhat az enzimről, s így megszűnik a gátlás. Kompetitív gátlás esetén az inhibitor és a szubsztrát verse-

nyez az aktív helyhez való kapcsolódásért. A kompetitív inhibitor rendszerint szerkezetileg hasonlít a szubsztráthoz. A kompetíció kimenetele a koncentráció viszonyok függvénye: minél több az inhibitor, annál nagyobb a gátló hatás. A nem-kompetitív inhibitorok nem az enzim aktív helyéhez kötődnek, hanem ez enzim konformációját (térbeli szerkezetét) változtatják meg. A szerkezetváltozás hatására az enzim aktivitása csökken. Ez a folyamat az IC50 koncentráció (specifikus növekedési sebesség 50%-os csökkentéséhez tartozó koncentráció) alatt megtörténik.

A toxikus vegyületek a deflokkulációs hatása összefüggésben áll azzal, hogy a toxikus anyagok a biopolimer képződést és a biopolimerek kapcsolódását elsegítő sejt receptorok működését gátolják.

A toxikus anyagok hatására a biológiai lebontás határfoka sok esetben lecsökken. Ennek oka a sejt enzim receptorainak blokkolásával magyarázható: ilyenkor az enzimek receptorai a toxikus anyagot megkötik és ez által az enzim-funkciót gátolják. Ennek egyik formája, amikor a szubsztráthoz hasonló szerkezetű xenobiotikum kompetitív gátlással kiszorítja a szubsztrátot a kötőhelyről (pl. szerves foszfor-savészterek hatása a kolinészteráz enzimen). Más esetben a toxikus anyag megváltoztatja az enzim struktúráját, s ez által okoz enzimaktivitás-csökkenést, illetve gátlást (pl. a nehézfémek egyes enzimek SH-csoportjaihoz kötődve fejtik ki hatásukat).

Toxikus anyagok kedvezőtlen hatása az esetek többségében a biológiai lebontás csökkenésében, vagyis az elfolyó, tisztított szennyvíz minőségének és az eleveniszap ülepedésének nagyfokú romlásában jelentkezik. A toxikus hatás azonban bekövetkezhet adszorpció

(pl. nehézfémek), só-koncentrációnövekedés, pH eltolódás, hőmérsékletingadozás, másodlagos mérgező anyagcsere termékek hatása következtében is. Természetesen ezekben az esetekben is a biológiai lebontás jelentős romlásával kell számolni (Farkas, 2003).

A toxikus anyagok kibocsátása a természetbe az iparosodás, urbanizáció és a modern mezőgazdasági módszerek elterjedésével párhuzamosan növekszik. Ezeknek az anyagoknak a mennyisége a szennyvizekben, élővizekben azok üledékében, ill. a talajban egyre nő.

A „kilevegőztetés” hatására biológiai lebontás nélkül az illékony vegyületek a levegőbe távoznak. A kevésbé illékony hidrofíl vegyületek (fenolok) levegőztetés hatására nem távoznak a vizes oldatból és így biológiai lebontásuk biztosítható. A kisebb illékonyssággal rendelkező hidrofób anyagok (di-klórbenzolok, PAH) levegőztetés hatására nem távoznak a vizes rendszerből, inkább adszorpcióval kötődnek az eleveniszaphoz.

5. A szerves-eredetű toxikus anyagok biológiai lebontása

A szerves szintézis útján előállított vegyi anyagot a mikroorganizmusok a talajban, a befogadó élővizekben vagy a szennyvíztisztító berendezésekben lebontják, vagyis a természetben vannak olyan mikroorganizmusok, amelyek képesek adaptálódni ezekhez a vegyületekhez.

A kezdetben azt gondolták, hogy a toxikus, szintetikus szerves-anyagok biológiai lebontása a heterotróf baktériumok adaptálódásával megoldható. Meg kell jegyezni, hogy a fenti megállapítás nem tehet bennünket elbizakodottá, mert ezen anyagok keveréke az

eleveniszapos biológiára szinergetikus toxikus hatást fejt ki és a lebontási sebesség értékei is kicsinyek. Ezek az anyagok általában az aerob és az anaerob biológiai rendszerekre toxikus hatást fejtenek ki és a részleges biológiai lebontást követően a tisztított szennyvizekkel a befogadóba, kerülnek, majd az ivóvíz bázisokat szennyezik, és így közvetlen veszélyt jelentenek az emberre is.

A toxikus szerves anyagok biológiai lebontása kometabolizmus útján megy végbe (Internet 1.). A kometabolizmus egy olyan folyamat, amelyben a mikroorganizmusok a bontandó xenobiotikumból nem képesek energiát termelni és nem használják fel a vegyületet szén (C) forrásként. Az energiát egy másik, a bontandó xenobiotikum mellett rendelkezésre álló energiaadó szubsztráttal együtt bontják. Ennek a jelenségnek a biológiai szennyvíztisztításban való felhasználása nagy jelentőségű, mert bonthatatlannak hitt toxikus, vagy perzisztens vegyi anyagok biodegradációja elérhető megfelelő energiaadó szubsztrát (pld. kommunális szennyvíz) alkalmazásával. A folyamatot a dehalogénezés, hidroxil (OH) csoport kialakulása, aromás gyűrű felszakítása, a metil csoport oxidációja és közbülső metabolitok képződése jellemzi (Internet 2). Általánosságban elmondható, hogy a biológiailag bontható szerves-anyagok, ha toxikus hatást fejtenek is ki, de a baktérium populáció részben adaptálódik, ezekhez a szubsztrátokhoz. A szerves-anyagok biológiai bonthatóságát befolyásoló tényezők (Bitton, 2005):

- nagy molekulásúlyú anyagok nehezebben oxidálhatók, mint a kis molekulásúlyúak,
- nagy koncentrációk esetén a biológiai oxidáció lassúbb, mint kisebb koncentrációknál,
- általában a három értékű szénatomokat biológiailag nem vagy nagyon lassan lehet oxidálni,

- az alifás szénhidrogének könnyebben oxidálódnak, mint az aromások,
- a telítetlen komponensek könnyebben oxidálhatók, mint telítettek,
- az aromás gyűrűn a szubsztituált és addicionált csoportok csökkentik a biológiai oxidáció esélyeit.
- a vegyület molekula szerkezete (klór és egyéb halogén szubsztitúciók)
- a vegyületnek a sejtfalon való áthatolása
- a vegyület oldhatóság és adszorpciós készségének hiánya, mely megakadályozza a baktériumoknak a vegyület molekuláihoz a „hozzáférését”
- a megfelelő elektron-akceptor hiánya
- a nem megfelelő környezeti tényezők (hőmérséklet; O₂; fény; pH, nedvesség; redox potenciál)
- a nem megfelelő tápanyag (N; P) ellátás
- a biológiai lebontás során képződött toxikus metabolitok jelenléte, mely bizonyos esetekben toxikusabb, mint a kiindulási vegyület.
- bizonyos baktériumok kicsiny tápanyag koncentráció alatt lassan szaporodnak és a lebontás hatásfoka is kisebb. Tehát az F/M arány (tápanyag baktérium arány) tartása meghatározó lehet.

Néhány anyagcsoportra vonatkozóan a biológiailag bontható és nehezen /vagy nem-bontható vegyületeket **2. táblázat** (Jørgensen, 1979) tartalmazza. Ez egyben azt is jelenti, hogy a nehezen bontható anyagok jelentős része (éterek, aromások, tri-fenol stb.) erősen toxikus hatást fejt ki a biológiai rendszerre.

Az **2.táblázatban** a biológiai bonthatóság és a nehezen bonthatóság fogalmak nincsenek számszerűsítve egyszerűen a technológiai tapasztalat alapján történt az osztályozás (Jørgensen 1979). Viszonylag nagy a kémiai és biológiailag egyaránt nehezen oxidálható

2. táblázat Néhány anyagcsoportra vonatkozóan a biológiailag bontható és a nehezen bontható anyagok összefoglalása (Jørgensen, 1979)

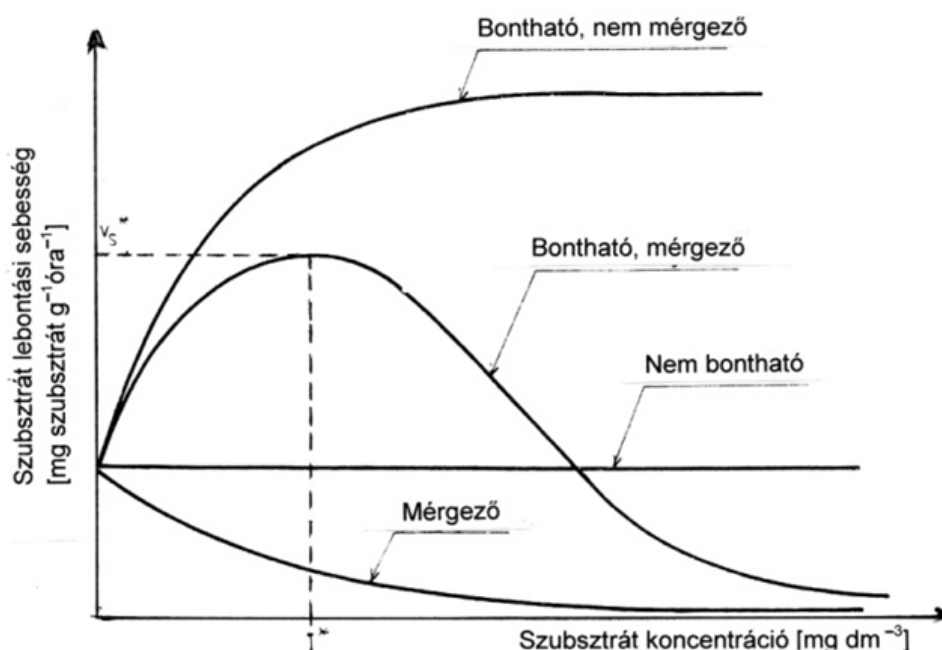
Biológiailag bontható szerves-anyagok	Biológiailag nehezen/vagy nem bontható szerves-anyagok
Alifás savak	Éterek
Alifás alkoholok	Etilén klór-hidrin
Alifás első- és másodrendű alkohol	Isoprén
Alifás aldehidek	Butadién
Alifás észterek	Metil-vinil keton
Alkil benzolszulfonát	Naftolok
Aminok	Polimerizált termékek
Mono- és di-klór-fenolok	Polipropilén, benzol szulfonát
Glikolok	Aromások: alkil, aril, csoportokkal
Ketonok	Harmadrendű benzol szulfonát
Nitrilek	Tri-, tetra-, és penta-klór-fenol származékok
Sztirén	
Fenil acetát	

szerves vegyületek száma. Ez azt jelenti, hogy ha ilyen vegyületek kerülnek a nyers szennyvízbe, akkor a tisztított szennyvíznek is magas lesz a maradék KOI értéke és ezen anyagok egy része lebontás nélkül, távozik a tisztított szennyvízzel. Természetesen ezek a maradék-anyagok és a bontási termékek egy része természetben lassan lebomlik, más része viszont nem. Sajnálatos, hogy a lassú lebomlás már a befogadóiban megy végbe. A tisztított szennyvízzel távozó bonthatatlan anyagok sok esetben a befogadót, mint ivóvízbázist is veszélyeztetik.

A lebontási sebesség és a szubsztrát koncentráció elvi összefüggését a **2. ábra** (Rüffer et al., 1985) mutatja. Az alábbi alap-eseteket különböztethetjük meg:

- Bontható nem mérgező anyagok esetében: kicsiny szubsztrát koncentráció értékeknél nincs gátlás, nagyobb koncentrációnál lehetséges a gátlás. A Monod összefüggés érvényes minden biológiailag jól bontható anyagra.
- Bontható, majd a kritikus lebontási sebességhez (v_s^*) tartozó kritikus koncentráció (I^*) értéket elérve az anyag mérgező-hatást fejt ki. Kicsiny koncentrációnál nincs gátlás. A lebontás egy maximum görbét ír le, ami azt jelenti, hogy koncentráció elérése után a mérgezés olyan mértékűvé válik, mely a további lebontást megakadályozza. Sok toxikus anyag kisebb mértékű biológiai lebontása ide sorolható (Oláh, 1987).
- A biológiailag bonthatatlan szubsztrátoknál a lebontási sebesség a szubsztrát koncentráció növelésének hatására nem változik.

- A mérgező anyag kicsiny koncentrációban indifferens (bonthatatlan) anyag, nagyobb koncentrációban pedig toxikus.



2.ábra A lebontási sebesség és a szubsztrát koncentráció elvi összefüggése (Rüfer et al. 1985)

Ritkán ezek kombinációja is előfordulhat. Ilyen eset, lehet például az, amikor egy anyag a kezelés megkezdésekor bonthatatlannak bizonyul, majd egy bizonyos kezelési idő után kis sebességgel a baktériumok elkezdik azt bontani.

A kritikus toxikus anyag koncentrációt (I^*) Rozich és Gaudy (1984) nyomán a következő összefüggéssel lehet kifejezni:

$$I^* = \sqrt{K_i K_s} \quad (1)$$

ahol, K_i – inhibíciós állandó; K_s – az alap szubsztrát fél-telítési állandója

Az I^* kritikus toxikus anyag koncentrációhoz tartozó kritikus lebontási sebesség (v_s^*) értékét a Monod összefüggés és az (1) egyenlet alapján az alábbi összefüggéssel fejezhetjük ki:

$$v_s^* = \frac{I^* K_i v_m}{(K_s + I^*)(K_i + 1)} \quad (2)$$

ahol, v_m – az alap szubsztrát maximális lebontási sebessége; I – a toxikus anyag aktuális koncentrációja

A legtöbb anyag, mely toxikus hatású, de bizonyos mértékig biológiailag bontható, ezért az elfolyó, tisztított szennyvízben a toxikus

anyag koncentrációját az kritikus koncentráció (I^*) érték alatt kell tartani. Egyébként, ha az elfolyó vízben a toxikus anyag koncentrációja nagyobb, mint az I^* érték a toxikus anyag hatására a biológiai lebontás határfoka csökken és az elfolyó, tisztított szennyvíz minősége nagymértékben romlik (Oláh, 2006).

A szennyvizekben már jelenleg is több mint 60 – 80 ezer különböző szintetikus vegyület fordulhat elő. Mindegyik vegyület biológiai lebontásához meg kellene találni az optimális körülményeket, és a legmegfelelőbb mikroorganizmusokat, de ez a valóságban üzemi körülmények között nem valósítható meg.

6. Az adaptáció szerepe a toxikus anyagok biológiai lebontásában

A toxikus anyagok biokémiai lebontásához az eleveniszapos populáció enzimrendszere lassan alkalmazkodik, illetve a természetes kiválasztódás révén az ilyen új anyagok lebontására specializálódott törzsek nem szaporodnak el.

Egy új nehezen bontható toxikus anyag bejutása után az eleveniszapos rendszer bizonyos kezdeti idő-késéssel reagál. Az idő alatt a populáció adaptálódik és szelektálódik az adott vegyület bontásához. Valamely anyag lebontásának, biológiai oldalról három feltétele van:

- a „megfelelő” mikroorganizmus jelenléte,
- a biológiai lebontást végző enzimek létrejötte,
- olyan környezeti feltételek, melyek az enzimreakció végbemeneteléhez szükségesek (pl. pH, hőmérséklet).

Adaptáció az organizmus, ill. ezek populációjában létrejövő olyan változás, pl. fiziológiai módosulás, amely révén az organizmus

alkalmazkodik a megváltozott környezeti feltételekhez. Az adaptáció mechanizmusa két eltérő mechanizmusra vezethető vissza. Az egyik nem genetikustermészetű, tehát az előbb említett fiziológiai mechanizmus a mikroorganizmus meglévő genetikai potenciálján belül hoz létre megváltozott metabolikus tevékenységet (enzimindukció). Az adaptív folyamat létrejöhet viszont-genetikus mechanizmussal is, vagyis mutáció és olyan organizmus szelekció révén, amellyel az új mikrobiális sejt az adott környezeti feltételeknek már megfelel.

Ha egy nehezen bontható, toxikus anyag kerül az eleveniszapos reaktorba, akkor annak lebontása több adaptációs folyamat együttes és bonyolult összefüggő eredménye.

E szabályozásnak három szintjét különíthetjük el. A genetikai szabályozást /G/, mely a sejtek örökítő anyagának, a DNS-nek mennyiségi és/vagy minőségi megváltozásával kapcsolatos. Az enzimszintű szabályozást /E/, mely a sejten belüli metabolikus folyamatok változásaiban nyilvánul meg. Végül a külső, környezeti szabályozást /K/, mely a sejt belső és a sejteken kívüli környezet közötti kapcsolatot jelenti és elsősorban ökológiai jellegű.

A kedvező természetű mutációt hordozó sejtek gyorsabban szaporodnak, mint az eredeti sejt tömeg és így átalakul az egész sejt kultúra. Mesterségesen két irányból lehet előmozdítani az adaptációt:

- a szaporodást elősegítő beavatkozásokkal (megfelelő tápanyag összetétel, ko-subsztrát biztosítása),
- a genetikai adaptációs folyamat elősegítése. Ez lehet beoltás, in situ mutagénézis (pl. UV sugárzás vagy kémiai mutagén anyag beadagolása) a rendszerben.

6.1. Enzim-szintű adaptáció

Az egyes enzimek szubsztrát specifikációja igen eltérő. Vannak tág és szűk szubsztrát megkötő képes-ségű enzimek. Hogyan lehetséges olyan anyagok lebontása bizonyos enzimek által, mely anyag nem eredeti szubsztrátja az enzimnek?

Kérdésre a válasz: ahogy az idegen anyag közeledik az enzim molekulához, indukálja annak a konformációnak a létrejöttét, melyhez kapcsolódása másodlagos erővel /pl. hidrogén hidakkal/ a legvalószínűbb, így a fehérje konformációk sokaságából mintegy kiválasztódik a legjobban kötő aktív centrum.

A toxikus anyagokon tenyésztett baktérium-törzseknek a szennyvíztelep bioreaktorába történő adagolása felveti azt a kérdést, hogy ez a törzs mennyi ideig tudja kifejtetni a kevert kultúrában hatását? A megfigyelés azt mutatja, hogy a heterotróf kultúra „vad” törzseinek virulenciája olyan erős, hogy a kevert kultúrát alkotó sok más baktériumfaj a speciálisan adaptált kultúrát rövid idő (1 – 3 nap) alatt „elnyomja” és annak újra adagolása szükségesé válik. Ennek következtében speciális bontó baktériumok adagolása eléggé leszűkül. Hazai gyakorlatban ilyen adaptált készítmények adagolásáról nincs tudomásunk.

6.2. A környezeti tényezők és az adaptáció kapcsolata

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás baktérium populációjának változásában alapvetően két folyamat játszik szerepet (Blaim et al., 1984): az egyik ökológiai jellegű, amelynek hatására a domináns és a kísérő fajokban arányeltolódás következik be, a másik folyamat sejtszintű és a sejten belüli (intracelluláris) átrendeződést eredményez. A baktérium fajokban arány eltolódást okozhat pl. a szennyvíz koncentrációjának, minőségének és az iszapkor értékének a megváltozása. A sejtszintű átrendeződéshez tartozik, pl. a mutáció, a kromoszómák újrarendeződése, enzimrendszer átépülése, új enzimek kiválasztása stb.

Az eleveniszapos szennyvíztisztító telepeken a különböző eredetű szennyvizek tisztítása során a különböző mértékű szerves-anyag terhelés és a terheléshez beállított iszapkor következtében eltérő fizikai-kémiai körülmények alakulnak ki, amelyek közepette a mikroorganizmusok különböző csoportjai fejlődnek ki.

A populáció átalakulásában a szubsztrát változás nagy szerepet játszik, jó példa erre Blaim et al., (1984) megfigyelése, amely szerint a kommunális szennyvíz a jó hatásfokú eleveniszapos tisztításánál az *Alcaligenes* és a *Pseudomonas* fajok az összes baktérium számnak 39 és 43 %-át, *Zoogloea* pedig mindössze csak 3 %-át képviselte. A szerves vegyipari eredetű (gazolin, intermedier, növényvédő-szer) szennyvizek hatására a tisztítási hatásfok csökkent és a mérgező anyagoknak jobban ellenálló *Zoogloea* fajok váltak uralkodóvá, hiszen ilyen esetben az összes baktérium szám 41 %-át is elérték, míg más *Alcaligenes* és a *Pseudomonas* fajok csak 10 % és 37 %-ot képviseltek.

A legközismertebb környezeti tényezőkkel, mint a pH, hőmérséklet, oxigén koncentráció, recirkuláció, a makro és mikro tápanyagok hatása, szerepe és jelentősége az üzemeltető szakemberek számára jól ismert.

A külső tényezők közül a lökésszerű (tranzienst) tápanyag és hidraulikai terhelésváltozások a baktériumok adaptációs folyamatát alapvetően befolyásolják. A folyamatos változó terhelések miatt a biológiai rendszer is állandó adaptációs fázisba kerül, ami természetesen az elfolyó, tisztított szennyvíz minőségére negatív hatással van (Oláh, 1993).

A tápanyagterhelés hirtelen (200 %) változása, az elfolyó szennyvíznél, csak kismértékű vízminőség romlást eredményez. Ez azt jelenti, hogy a Monod egyenlet által leírt görbe lineáris szakszán üzemel a telep, tehát a tápanyag eltávolítási sebesség arányos a tápanyag koncentrációjával. A szubsztrát koncentráció növekedését követi a lebontási sebesség növekedése és ez által nem romlik a tisztított szennyvíz minősége. A hidraulikai terhelés-változás közvetlenül befolyásolja a levegőztető medencében az iszap koncentrációt, tápanyag/baktérium arányt és az iszapkort. A fenti tényezők hatására változik a populáció összetétele, a kisebb generációs fajok túlsúlyba kerülnek és a nehezebben bontható szerves-anyagok lebontási hatásfoka csökken.

6.3. Adaptáció „genetikai” szinten

Sok esetben egy új szubsztrát (pl. Cl-fenol) lebontó-képesség kialakuláshoz a baktérium sejt biokémiai apparátusának igen bonyolult átalakulása szükséges, amihez egyetlen mutáció nem ele-gendő. Ilyen körülmények között a mutációk egész integrált sorozata megy végbe, amely a baktériumok fokozatos alkal-

mazkodását eredményezi. A sejtek biológiai, biokémiai változói mellett meg kell említeni a szakirodalomból ismert néhány fizikai-kémiai módszert (pl. ultrahang, enzimkészítmény adagolása stb.) amelyek hatására a sejt biológiai, biokémiai és fizikai-kémiai tényezői (sejtszám, enzim készlet, tápanyag transzport stb.) és a biológiai aktivitás megváltozik.

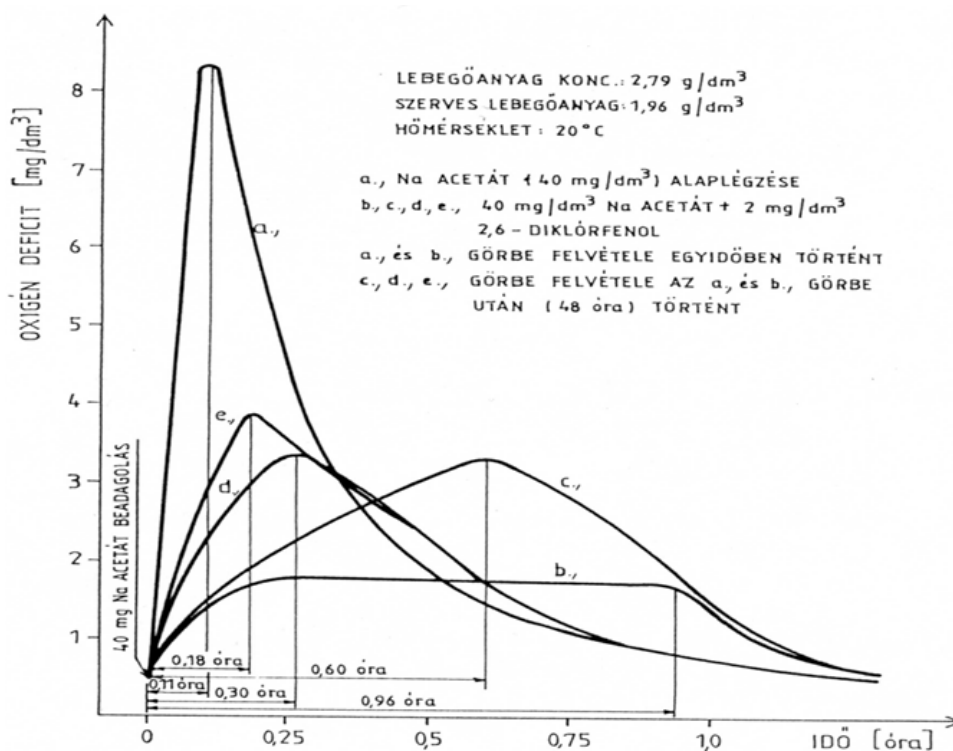
A toxikus anyagok biológiai lebontásában meghatározó szerepe van a baktériumok plazmid felvételének. A plazmidok kicsiny DNS hurkok, amelyek a baktériumsejtekben szaporodnak és sejtosztódáskor a baktérium genomjához hasonlóan átkerülnek az utódsejtekbe. A plazmidok extrakromoszómális genetikai elemek (DNS hurkok), amelyek a sejt kromoszómájától függetlenül replikációs képességgel rendelkeznek.

Bizonyos körülmények között az egyik baktérium-sejt átadhatja plazmidját a másiknak, s ezzel a "befogadó" (recipiens) sejt egy csapásra egész sor olyan tulajdonságokra tehet szert, amelyeknek "születésekor" még nem volt birtokában. Az így szerzett új tulajdonságok között gyakran szerepel az antibiotikum-rezisztencia, toxikus anyagok lebontó képessége. A plazmid felvétel következtében a baktériumok új sejtjei sokszor képesek xenobiotikus szerves-anyagokat lebontani, és bontási termékeket a sejt energia ciklusába bekapcsolni (Stahl, 1987).

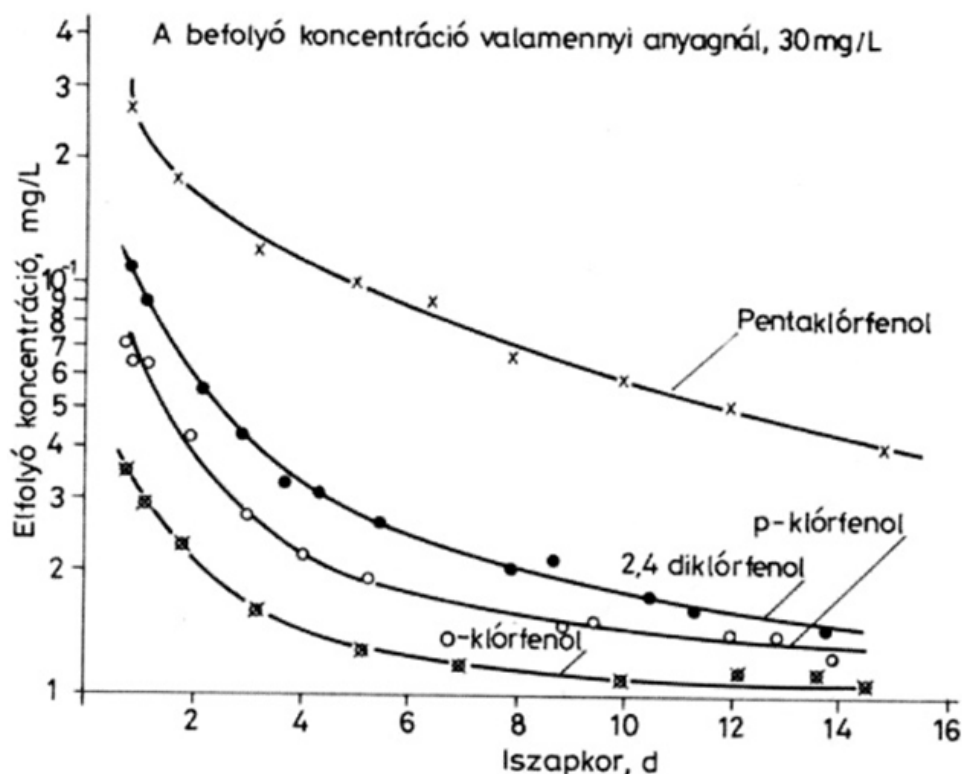
7. Toxikus anyagokkal végzett kísérletek eredményeinek értékelése

A 2,6-diklór-fenol biológiai bontását és a D - pesti eleveniszapnak a di-klór-fenolhoz történő adaptációját a **3. ábra** (Oláh, 1993) mutatja be. Az iszap szerves hányadának alaplégzését Na-acetát-ra vonatkoztatva az a./ görbe tün-

teti fel (185 mg/g óra). Ezt követően 12 óránként négy alkalommal a 40 mg/L Na-acetát beadagolással együtt 2 mg/L 2,6-diklór fenolt is beadagoltunk. Az első beadagolás után (b./ görbe) Na-acetát lebontási sebessége erőteljesen romlott (21 mg Na-acetát/g óra). A 2,6-diklór fenol beadagolást folytatva a Na-acetát lebontási ideje csökkent (c, d, e, görbék) és közelítette a kiindulási bontási idő értékét. Tehát az eleveniszapos rendszer a di-klór fenolhoz adaptálódott. Természetesen a kiindulási alaplégzésnél mért lebontási sebességet a többszöri di-klór fenol adagolás után sem érték el (113 mg Na-acetát/g óra), de a biológiai rendszer lebontó képessége jelentősen javult. A légzésgörbékhez tartozó lebontási idő az adagolás előre haladásával egyre csökkent, és ez egyértelműen az adaptációnak tulajdonítható



3. ábra Na-acetát és a 2,6-diklór-fenol adagolás során felvett oxigén légzésgörbék a D - pesti eleveniszap esetében (Oláh, 1993)

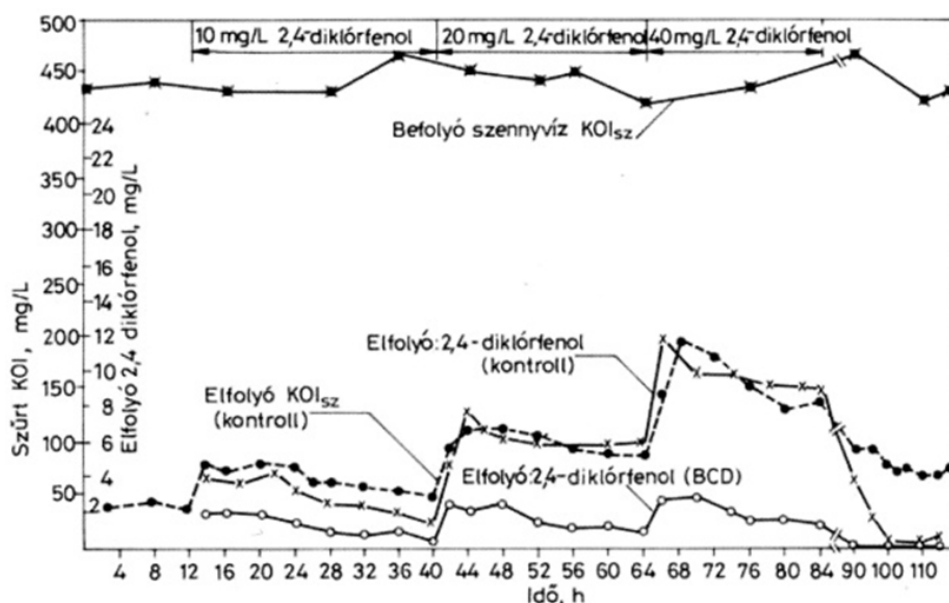


4. ábra. Az elfolyó klór-fenol koncentrációk változása az iszapkor függvényében (folyamatos laboratóriumi kísérlet: Oláh, 2006)

A **4. ábra** néhány klór-fenol származék (pentaklór fenol, 2,4-diklór-fenol, p- klór-fenol, o-klór-fenol) elfolyó koncentrációját az iszapkor függvényében tünteti fel (Oláh, 2006). A kísérletnél felhasznált iszapot előzetesen szakaszos kísérleti körülmények között az adott klór-fenolhoz 10 napig adaptáltuk. A befolyó klór-fenol koncentráció valamennyi esetben 30 mg/L volt. A növekvő iszapkorral az elfolyó klór-fenol koncentráció csökken. A csökkenés különösen az 1 és 10 napos iszapkor között szembetűnő. Ez egyben azt is jelenti, hogy a klór-fenol tartalmú szennyvizek biológiai tisztításakor az iszapkort 10 nap felett kell tartani, tehát a tisztítást rész nitrifikációs, vagy teljes oxidációs rendszerben kell végezni. A pentaklór-fenol biológiailag nagyon nehezen

bontható, mert a 15 napos iszapkor esetében is az elfolyó pentaklór- fenol koncentráció 4,2 mg/L érték volt. A vizsgált klór-fenolok közül a legkönnyebben bontható az o-klór-fenol, hiszen 10 napos iszapkor esetében az elfolyó o-klór-fenol koncentráció 0,2 mg/L érték volt. Az adott esetben a klór-fenol tartalmú szennyvizet természetesen mindig a könnyebben bontható kommunális szennyvízzel együtt kell kezelni, ezért az eleveniszapos rendszerben fenntartandó tartózkodási időt és az iszapkort a jelenlévő klór-fenol származék lebontási sebessége határozza meg. A klór-fenoloknál a maximális lebontási sebesség (v_m) igen kicsiny érték: így pld. a v_m -re a pentaklór-fenolnál 0,025, a 2,4-diklór-fenolnál 0,20, a p-klór-fenolnál 0,27 és o-klór-fenolnál pedig

0,33g. g⁻¹ iszap . nap⁻¹- nek adódott. Tehát a klórozott fenolok lebontási sebessége mintegy tizede a fenol lebontási sebességének. A klórozott helyek számának a növekedésével a lebontási sebesség csökken, erre példa a pentaklór-fenol nagyon kicsiny lebontási sebessége (0,025 g. g⁻¹ iszap. nap⁻¹) is.



5.ábra. A 2,4-diklór-fenol tartalmú szennyvíz biológiai lebontásánál az elfolyó szennyvíz koncentrációjának változása a tartózkodási idő függvényében (folyamatos laboratóriumi kísérlet, Oláh, 2006)

A toxikus anyagok jelenlétében az eleveniszap acetát lebontó-képessége (aktivitása) a toxikus anyag koncentráció növekedésével csökken, ami a tapasztalatok szerint egyértelmű az eleveniszapos rendszer aktivitásának az általános csökkenésével. β -ciklodextrin (β CD) hozzáadásával ez a mérgezés jelentősen csökkenthető mert β CD a legkülönbözőbb toxikus vendégmolekulákkal (pl. peszticidek, klór-fenolok, stb.) ciklodextrin zárvány-komplexeke képez. A különböző toxikus anyagoknak eleveniszap lebontási sebességére gyakorolt hatását szakaszos kísérletekkel vizsgálták.

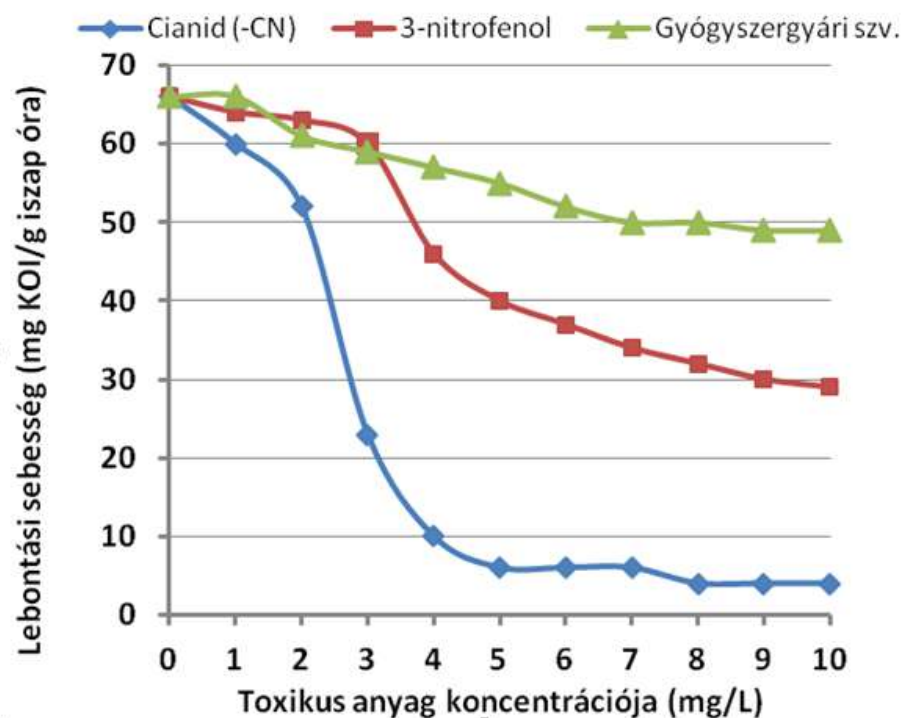
A β CD toxicitás csökkentő hatását a 2-4-diklór-fenol esetében folyamatos laboratóriumi kísérletekkel is igazolták. A **5. ábra** (Oláh, 2006) a folyamatos kísérlet esetében a befolyó és az elfolyó, tisztított szennyvíz KOI értékeit, a β CD adagolás és anélkül tisztított szennyvíz 2,4-diklór-fenol tartalmát és az eleveniszap aktivitását tünteti fel. A folyamatos laboratóriumi eleveniszapos rendszerénél a főbb üzemi jellemzők a következők voltak: tartózkodási idő 9,9 óra, biológiai terhelés 0,35 kg BOI5 kg⁻¹.nap⁻¹ és az iszapkor 15,8 nap.

A kísérlet során egy rész-nitrifikációra nézve jól működő szennyvíztelepet feltételezve és ezt a telepet egy nagyobb 2,4-diklór-fenol terhelés (befolyóban: 10, 20 és 40 mg/L) éri. Az eleveniszapot előzetesen 2,4-diklór-fenolra nem adaptáltuk. A kísérlet β CD adagolás mellett és a nélkül történt. A β CD – 2,4-diklór-fenol mól arány 1:1 értékre állítottuk be. A β CD vizes oldatát és a számított diklór-fenol mennyiséget az előülepített szennyvízhez adtuk, tehát a β CD - vendégmolekula komplex kialakulására megfelelő (6-8 óra) idő állt rendelkezésre, noha a valóságban a komplex kialakulására csak néhány percre van csak szükség.

A maradék KOI növelése nem okoz különösebb gondot, hiszen β CD keményítő származék, tehát nem „környezet idegen” anyag. A toxikus anyagok jelenlétben a β CD KOI növelő hatását nagyon nehéz kimérni, hiszen nem határozható meg egyértelműen, hogy a KOI növekedést a komplex lassú felbomlásával szabaddá váló toxikus anyag lebontási sebesség csökkentő hatása, vagy pedig a szabaddá váló β CD molekula okozza-e?

A 10, 20 és 40 mg/L befolyó diklór-fenol koncentráció esetében β CD adagolás nélkül és elfolyóban az átlagos diklór-fenol koncentráció a felsorolás sorrendjében 1,9; 6,2 és 9,6 mg/L érték volt. A β CD adagolás esetében a fenti befolyó sorrend mellett a tisztított szennyvíz diklór-fenol tartalma 1,2; 1,5 és 2,1 mg/L érték volt. A β CD adagolással az elfolyó diklór-fenol koncentrációját jelentősen lehetett csökkenteni és ezzel együtt az elfolyó KOI értéke is javult.

A β CD toxicitás csökkentő hatása azon alapul, hogy a β CD a legkülönbözőbb típusú vendégmolekulákkal, mint pl. fenolokkal, fenol-származékokkal, klórozott szénhidrogénekkal, ipari szennyvizekben előforduló viszonylag kis molekulájú komplex képzésre alkalmas vegyületekkel oldható ciklodextrin zárvány komplexeket képez. Ennek következtében az oldatban jelenlévő toxikus hatású „vendégmolekulák” kisebb, vagy nagyobb hányada a „vendégmolekula” minősége és a körülmények által meghatározott mértékben β CD-el zárvány komplexet alkot. Ezzel a módszerrel a toxikus molekulákat „becsomagoltuk” egy belül hidrofób, de kívül hidrofil viszonylag nagyméretű, a sejt-membránon át nem hatoló szénhidrát (β CD) burokbá. Ez az egyensúly azonban dinamikus, amennyiben tehát pl. a mikrobiológiai lebontás következtében az oldatban csökken a szabad Cl-fenol koncentráció, akkor a komplex disszociáció révén ismét szabaddá teszi az egyensúlyi koncentráció fenntartásához szükséges Cl-fenolt. Ilyen módon tehát a Cl-fenolok jelentős részé átmenetileg, mikrobiológiailag inaktív formában vihető (Oláh et al. 1988a). Végeredményben tehát a mikroba sejtek a jelenleg ismertnél lényegesen nagyobb Cl-fenol, vagy egyéb mérgezőanyag koncentrációkat képesek elviselni ciklodextrin jelenlétében. Meg kell jegyezni, hogy nagyobb elágazó molekulák (Pl. elágazó zsírsavak) esetében, melyek nem tudnak β CD-el zárvány komplexet alkotni a ciklodextrin nem alkalmazható.



6.ábra. Különböző eredetű toxikus anyagok hatása a lebontási sebességre (Oláh és Rása: 2007, FCsM Zrt.)

A **6.ábra** néhány toxikus anyagnál az eleveniszap lebontási sebesség és a toxikus anyag koncentráció kapcsolatát mutatja be (Oláh és Rása: 2007). A kiindulási, kontroll lebontási sebesség értéke 68 (mg KOI/g iszap óra) volt. A beadagolt anyagok hatására a lebontási sebesség értéke különböző mértékben csökkent. A cianid hatására az iszap lebontó képessége nagymértékben csökkent: 4 mg/L cianid ion hatására a 68 mg KOI/g óra kiindulási lebontási sebesség érték 10 mg KOI/g óra értékre csökkent. Megállapíthatjuk, hogy az eleven iszapos rendszer ebben az esetben már teljes „lemérgeződést” mutatott, tehát a biológiai rendszer gyakorlatilag működés képtelenné vált. A 4 mg CN-/L adagolást követően a mintához 300 mg KOI/L kom-

munális szennyvizet adagoltunk és 12 órát levegőtettük és újra megismételtük a 4 mg/L cianid adagolást és újra mértük a lebontási sebességet és ekkor sebességre 26 mg KOI/g óra értéket kaptunk. Ez azt mutatja, hogy az eleveniszap cianidhoz történő adaptációja elkezdődött. A levegőztetés, tápanyag és cianid adagolás háromszori ismétlése után a lebontási sebesség értéke 52 mg KOI/g óra értékre nőtt. Ez a példa jól szemlélteti, hogy a toxikus hatás jelentkezése – az esetek jó részében – nem irreverzibilis. A toxikus anyag beadagolás hatására adaptációs folyamat játszódik le. Az esetek jó részében valószínűleg a kiindulási lebontási képesség nem áll helyre, de a kezdeti romláshoz képest a lebontási képesség jelentősen növelhető.

Más anyagoknak az eleveniszaphoz történő adagolása esetében nem tapasztaltunk olyan nagyfokú „mérgeződést”, mint a cianid beadagolásakor: 4 mg/L 3-nitrofenol beadagolása esetében a lebontási sebesség 46 mg KOI/g óra értékre csökkent. A beadagolási értékek növekedésével a lebontási sebesség értéke lényegesen kisebb mértékben csökkent. A gyógyszergyári szennyvíznél 7 mg KOI/L beadagolása esetében a lebontási sebesség 50 mg KOI/g óra értékre csökkent (26 %-os csökkenés), a beadagolások növelésére (10 mg KOI/L-ig) a lebontási sebesség értéke már nem csökkent jelentősen. Látható, hogy a gyógyszergyári szennyvíz nem mutatott nagyfokú toxicitást. A tapasztalat azt mutatta, hogy az eleveniszap a gyógyszergyári szennyvízhez (10 mg KOI/L adagolásig) könnyen adaptálható, ami azt jelenti, hogy az eleveniszap lebontási sebességének csökkenése kb. 8 % értéken tartható.

8. Üzemi tapasztalatok értékelése

Ettala et al. (1992) Finnországban klór-fenollokkal (CP) szennyezett talajvizet tisztítottak szennyvíztisztító telepen. A talajvíz di-, tri-, tetra- és pentaklór fenol származékokat tartalmazott. A kísérlet folyamán az egyes komponensek lebontását is nyomon követték. A kísérleteket 407 napon keresztül folytatták. A befolyó szennyezett vízben az összes klór-fenol koncentráció 4 – 120 µg/L és az átlagos eltávolítási hatásfok 71% volt. A bevezetett klór-fenol mennyiségnek 0,2%-a a víztelenített iszapban akkumulálódott. Az iszap 1,8% CP-t tartalmazott és ebből 1% könnyen illó formában volt jelen. Az iszap által megkötött mennyiségeket figyelembe véve a biológia a befolyó CP -nak 68% -át bontotta le. A jó hatásfokú lebontás biztosítása végett az iszapkor értékét 10 nap fölött kellett tartani. A CP lebontásával együtt a KOI, BOI5 és a foszfor eltávolítás is jó hatásfokkal ment végbe.

Tabair et al. (1981) szakaszos aerob eleveniszapos kísérletekkel fenol származékok biológiai bonthatóságát vizsgálták. Az eleveniszaphoz 5 mg/L élesztő-extrakt mellett 5 – 10 mg/L koncentrációkban 2-klór-fenolt, 2,4-diklór-fenolt, 2,4,6-triklór-fenolt és pentaklór fenolt adagoltak, majd 7 napos inkubáció után vizsgálták a fenol származékok lebontódását és az eleveniszap adaptálódását. A lebontás mértéke a 2-klór-fenolnál 83%, a 2,4-diklór-fenolnál 99%, a 2,4,6-triklór-fenolnál 100% és a pentaklór fenolnál pedig csak 16% volt. A lebontási sor azt mutatja, hogy a pentaklór fenol kivételével a klór-fenolokhoz az eleveniszapos rendszer viszonylag könnyen adaptálható. A tisztítás hatásfoka lényegében nem változott. Stringfellow et al. (1999) poliaromás szénhidrogének (PAH) adszorpcióját és lebontását vizsgálta különböző baktérium készítményekkel. Az adszorpció és bonthatóság vizsgálatokhoz a szerzők olajfinomító üzem szennyvizét használták fel, amely tartalmazott PAH anyagokat. Az adszorpció tanulmányozására fenantrént, a bonthatóság vizsgálatoknál pedig pirén és fluorantén vegyületeket használtak. A fenantrén adszorpciója a különböző baktérium fajoknál más és más volt. A legnagyobb adszorpciós kapacitással a *Nocardia* fajok rendelkeztek. A PAH vegyületek kezelésénél jelentős mértékű az adszorpció. Az egyes vegyületek között az eleveniszap aktív adszorpciós helyeiért kompetitív verseny folyik pl. a naftalin és fenantrén között. A petrokémiai szennyvizek tisztítása során sokszor tapasztalható, hogy PAH vegyületek kedvező adszorpciós tulajdonsága következtében az eleveniszapos tisztítási folyamatban az adszorpciónak meghatározó szerepe van. A kedvező adszorpció következtében azonban az eleveniszap aktív adszorpciós kapacitása kimerülhet és ennek következtében a PAH vegyületek eltávolítási hatásfoka lecsökkenhet. Nagyon fontos, hogy az eleveniszapos rendszerben fenntartott iszapkor is megfelelően

hosszú legyen, mert különben az adszorbeált vegyületek biológiai lebontása nem megy végbe. A *Nocardia* fajok nagy adszorpciós kapacitása és felúszási tulajdonságaik miatt előfordulhat olyan eset, amikor iszap elúszás következtében jelentős bontatlan PAH származék távozik az elfolyó szennyvízzel.

Bielefeldt et al. (1999) három baktérium kultúra felhasználásával aromás vegyület (benzol, toluol, etil-benzol, xilol származékok: BTEX) keverékének és az egyes komponensek lebontási sebesség értékét mérte. A baktériumok az egyes komponenseket gyorsabban bontották le abban az esetben, ha az adott komponens egyedül volt jelen és nem keverékben. Az egyes komponenseknek a keverékben történő bontásánál az úgynevezett kompetitív inhibíciós hatással állunk szemben. Ez azt jelenti, hogy egy keverék jelenlétében az adott baktérium kultúra a vizsgálandó komponenszt mindig kisebb sebességgel fogja bontani, mintha az egyedül lenne jelen. A BTEX vegyület csoport tagjai, mint komplex szubsztrát a lebontási folyamatban kompetitív inhibíciós hatást fejt ki az egyes tápanyag komponensek lebontására. Ha a benzol fél-telítési koncentrációját (0,13 mg/L) figyelmen kívül hagyjuk akkor a benzol, toluol, etil-benzol és a xilol keverékének lebontási sebessége (R_{bm}) úgy aránylik a tiszta benzol lebontási sebességéhez (R_{bb}), mint a benzol koncentrációja (B), a keverék koncentrációjához ($\Sigma BTEX$). Ennek alapján kiszámítható BTEX keverék biológiai bontása esetében a keverékben lévő benzol lebontási sebességét.

Schröder (1987) a fél-üzemi eleveniszapos rendszerben klórozott szénhidrogének (kloroform, triklóretilén, klór-benzol, hexaklór-1,3-butadién, 1,2-diklórbenzol és Σ -hexaklór-ciklohexán) lebontását vizsgálta. Mindegyik komponenst külön vizsgálta és a befolyó szennyvízhez egyformán mindig 250 $\mu\text{g/L}$ koncentrációt adagolt a levegőztető medencébe. A szénhidrogéneket a levegőztető

feletti légtérben, az elfolyó vízben és az iszapban vizsgálta. A meghatározásokat GC/ECD módszerrel végezték.

Az anyagmérleg elkészítésénél azt tapasztalta, hogy a nem illó szénhidrogéneket 100%-os mértékben vissza lehetett nyerni. A nagyon hidofil és kicsiny illékonyaságú kloroform 16%-a a levegőben, 63%-a az elfolyóban jelent meg és 21%-a az iszapban adszorbeálódott. Az erősen lipofil és nem illékony hexaklór-benzol 16%-a az elfolyó vízben és 74%-a az iszapban adszorbeálódott. A szénhidrogén vegyületek bonthatóságát két eleveniszapos tisztítósoron vizsgálta: az egyik kétfokozatú eleveniszapos (AB), a másik kisterhelésű egyfokozatú rendszerként üzemelt.

A nagyterhelésű „A” fokozatban (terhelés: 10–16 kg BOD/kg nap) csak kismértékű adszorpció ment végbe, biológiai bontás gyakorlatilag nem játszódtott le. A „B” fokozatban (terhelés: 0,47–1,1 kg BOD/kg nap) jelentősebb volt már az adszorpció és a biológiai lebontás is. A kisebb terhelésű (0,21–0,66 kg BOD/kg nap) egyfokozatú rendszerben hozzávetőleg a kétfokozatú (AB) rendszer eltávolítási eredményeit lehetett elérni. Tehát az eltávolítási hatásfokot a klórozott szénhidrogén tulajdonságain túlmenően a biológiai rendszer terhelése is jelentősen befolyásolja. A kisebb biológiai terheléshez nagyobb iszapkor tartozik, ennek megfelelően a biológiai lebontás is hatékonyabb.

Benedek et al. (1986) a Fűzfő-Nitrokémia szennyvizeinek (fenol és benzol, aromás nitro-vegyületek, oldószer és peszticid származékok) eleveniszapos tisztításánál aktív-szén-por adagolást alkalmaztak. A 3 hónapos üzemi kísérlet során 100 g/m³ adagoltak és az elfolyó tisztított szennyvíz minősége 30–40%-kal (KOI: 400 mg/L, kontroll KOI: 600 mg/L) javult. Az aktív-szén por adagolás eredményeként – az elfolyó vízminőség javuláson túlmenően – jelentősen csökkent a habzás

mértéke és javult az iszapüledés is. Az üzemi kísérlet bizonyítja, hogy az eleveniszapos rendszerbe adagolt aktívszénrel a túlterhelt biológia hatásfoka jelentősen emelhető, azonban az üzemi költségek 20 –30%-os növekedésével kell számolni.

Weber et al. (1987) szintén különböző szerves anyagok (benzol, toluol, etil-benzol, o-xilol, klórbenzol, nitrobenzol) és klórozott szénhidrogének (1,2-diklór benzol, 1,2,4-triklór benzol, lindán) aktívszén por adagolás melletti eleveniszapos tisztítását vizsgálták. Megállapították, hogy 100 mg/L aktívszén adagolás alatt a felsorolt szerves anyagok lebontási hatásfoka nem javult, de a biológiailag nehezen bontható klórozott szénhidrogéneket már 12,5 – 25 mg/L aktívszén adagolás mellett is 80-95%-os hatásfokkal el lehetett távolítani. Számottevő eredmény még az is, hogy sikerült kimutatni, hogy az aktívszén adagolással az illékony szénhidrogéneket (klórozott szénhidrogének, o-xilol, etil-benzol, toluol, benzol stb.) tartalmazó szennyvizek tisztításánál a légszennyezés (légbefúvás kilevegőztető hatása) jelentősen csökkenthető. A 0,11 – 0,15 mg/L koncentráció tartományban a benzol, toluol, etil-benzol, o-xilol, klórbenzol és nitro-benzol vegyületek biológiai bonthatóságát vizsgálták. A biológiai lebontás hatásfoka 78 – 79% között változott. Az 1,2- diklórbenzol biológiailag gyengén (36%) az 1,2,3-triklór benzol és a lindán gyakorlatilag bonthatatlannak bizonyult. Ezek a gyengén bontható ill. bonthatatlan vegyületek aktívszén (25 – 50 mg/L) adagolással jó hatásfokkal (35 – 95%) eltávolíthatók. Levegőztetés hatására az említett vegyületek jelentős része a levegőbe távozik, az aktívszén adagolás ezt a folyamatot megszünteti.

Pabitra (2010) gyógyszergyári szennyvizek toxikus hatását vizsgálta az eleveniszap oxigén-légzés változásának (OUR: oxigen uptake rate) függvényében. A toxikus anyagok hatása sok esetben változik az eleveniszap eredetétől és annak jellemző tulajdonsága-

itól (koncentráció, faj-összetétel stb.). Általánosságban megállapította, hogy a Diclofenac, Aspirin, Ceftrimide, Ephedrine- HCl, Levamisole-HCl gyógyszer-készítmények 11,5 – 22,7 mg/L koncentráció tartományban a légzést 50%-os (EC50) mértékben gátolták. A fenti készítmények a toxikus hatáson túlmenően az eleveniszap nagymértékű fonalasodását okozták.

9. A toxikus anyagok biológiai lebontását segítő technológiai megoldások

9.1. Kémiai oxidáció

Az elő-oxidációnál hidrogén-peroxid és UV sugárzás, továbbá ózon és UV kombinációkat eredményesen alkalmazzák. Az előoxidáció alkalmazása kizárólag a tömény ipari szennyvizek keletkezésének a helyén, az iparvállalat telephelyén képzelhető el. A toxikus ipari szennyvizek üzemi előkezelésének (oxidálás, hidrolízis) a biológiai szennyvíztisztítók védelme szempontjából nagy jelentősége van. Sok szerves vegyipari eredeti toxikus, nehezen bontható anyagnál a biológiai kezelés előtt végzett kémiai előoxidáció hatására a biológiai lebontási hatásfok lényegesen javul. A legkönnyebben oxidálható a hidroxid /-OH/, az amino /-NH₂/ és az azo /-N-N-/ funkcionális csoport. A kémiai oxidáció hatására a toxikus hatás csökken és a biológiai lebontás hatásfoka nő. A kémiai oxidációnál elképzelhető az olyan eset is, amikor egy toxikus, nehezen bontható anyag oxidációja következtében még toxikusabb termék keletkezik, azonban ilyen esetekről a szakirodalom nemigen számol be.

9.2. Két-fokozatú biológiai tisztítás és az iszapkor növelése

Kétlépcsős aerob biológia fokozat alkalmazásakor egy nagy terhelésű aerob fokozatot egy kis terhelésű (hosszú tartózkodási idő) aerob fokozat követi. Az elfolyó, tisztított szennyvízben a toxikus anyagok koncentrációjának csökkentése céljából a biológiai lebontás határfokát kell emelni. A két különálló aerob biológiai fokozat elkülönítésével a biológiai szelekció és mutáció, továbbá a megnövelt adszorpció olyan kedvező hatásokat biztosít a biológia számára, amelyek a nehezen bontható és toxikus anyagok tisztításánál nagyon kedvezőek. A kétfokozatú (aerob és aerob) tisztítás kialakítható két egymást követő eleveniszapos egységből vagy első eleveniszapos lépcsőt követően bioszűrő alkalmazásával (Böhnke 1987).

Anaerob (anoxikus) – aerob fokozatok összekapcsolása segíti a toxikus vegyületek lebontását. Anaerob körülmények között a klórozott szénhidrogének de-klórozási folyamata jobb határfokkal megy végbe, mint az aerob körülmények között. Az anaerob eljárásnál megfelelő kiegészítő szubsztrátra (pl. acetát, illósavak) szükség van. A kommunális szennyvízzel érkező kisebb koncentrációban jelenlévő toxikus anyagok (< 2 – 3 mg/L) anaerob fokozattal végzett kezelése eredményes megoldásnak tűnik.

Biológiai különösen nehezen bonthatók a többszörösen klórozott (tri-tetra-penta) szén-hidrogének, szubsztituált aromás, poliaromás és peszticid származékok, olajipari szennyeződések, felületaktív anyagok. Az említett anyagokat tartalmazó szennyvíz biológiai kezelésénél sok esetben a rendszerben 20 – 30 napos iszapkort is szükséges fenntartani.

9.3. Adsorbensek és komplex-képző anyagok alkalmazása

Az adsorbensek (aktív-szén, aktivált zeolit, alumínium-oxid, bentonit-agyag származékok) közvetlenül is alkalmasak a nehezen bontható anyagok megkötésére, azonban sokszor a biológiai tisztítással kombinálva alkalmazzák ezeket az anyagokat, ilyen kombináció lehet, pl. az adsorbenseknek levegőztetőbe történő adagolása, vagy a biológiai tisztítást követő szűrésnél szűrő anyagként való alkalmazás. Adsorbensek (aktív szén, zeolit) adagolásával az ipari szennyvizek toxikus hatása jórészt kiküszöbölhető és a biológiai lebontás határfoka növelhető. A lebontás határfokának növekedése az adszorpciós hatáson túlmenően annak is köszönhető, hogy az adsorbensek baktérium hordozóként viselkednek. A hordozó anyagok jelenlétében a baktériumok szubsztrát lebontása jelentősen növekszik (Internet 3 és 4).

Aktív-szén alkalmazása

A víz- és szennyvíztisztításban általánosan ismert adsorbens az aktív szén, amelyet a különféle szerves anyagokból készítenek. Nagy fajlagos felülete a 600 – 1500 m²-t is eléri grammonként. A pórusok méret szerinti eloszlása különösen jellegzetes tulajdonság, hiszen a pórusok általában arra képesek, hogy a hozzájuk hasonló méretű molekulákat adszorbeálják. A mikropórusok átmérője 10⁻⁸ cm nagyságrendű, ami normál molekuláris nagyságrend, vagyis a kolloidoknál kisebb oldott anyagok kiválasztására alkalmasak. Az átmeneti pórusok átmérője 10⁻⁶ cm nagyságrendű, ami a nagyméretű molekulák és a szerves kolloidok adszorpcióját teszi lehetővé és elősegíti a diffúziót. A makropórusok átmérője 10⁻⁴ cm nagyságrendű. Itt megy végbe a kolloid anyagok adszorpciója. A biológiai szennyvíztisztításban a toxikus anyagok meg-

kötésére általánosan használják. Az adagolás koncentrációja általában 30 – 150 g/m³ érték között változik. Az aktív szén adagolással a toxikus anyagtól függően a tisztítás hatásfoka 40 – 80 %-kal emelhető.

Természetes eredetű zeolitok alkalmazása

A levegőztető medencében adagolt zeolit por ioncsere és adszorpció révén, továbbá, mint baktérium-hordozóanyag a biológiai lebontást 10 – 20%-kal növeli (Oláh et al. 1991). A felsorolt kedvező hatásokon túlmenően, zeolit adagolással az eleven iszap ülepedése is jelentősen javítható. A por pormájú zeolit őrlemény ($\varnothing < 120 \mu\text{m}$) adszorpciós kapacitása olajipari szennyvizeknél 110 mg KOI/g zeolit értéknek adódott. Olajipari és kommunális szennyvizek közös tisztítása ($S_0 = 750 \text{ mg KOI/L}$; $I_k = 12 \text{ nap}$; $t = 14 \text{ óra}$) során az elfolyó szennyvíz KOI koncentrációja a zeolitos sornál 110 mg/L és kontroll sornál 204 mg/L érték volt. A fenti példa jól mutatja, hogy a zeolit, mint adszorpciós és ioncserélő kapacitással rendelkező anyag, és mint baktérium hordozóanyag a nehezen bontható toxikus anyagok biológiai lebontására jól alkalmazható (Oláh et al. 2002).

Bétaciklodextrin (βCD) komplexképző anyag alkalmazása

A béta-ciklodextrin a toxikus anyagokat komplex formájában megköti és ezáltal a mérgező-hatás csökken, a biológiai bontás is nagyobb hatásfokkal megy végbe. Tapasztalat szerint a gyógyszergyári és egyéb szerves vegyipari szennyvizek eleveniszapos tisztításában a béta-ciklodextrin adagolással a mérgező hatás csökkenthető és a biológiai lebontás jelentősen javítható. Béta-ciklodextrin adagolással nemcsak a szennyvíznek az eleveniszapra gyakorolt mérgező hatását lehet csökkenteni, hanem a komplex képzés következtében a biológiai lebontás is javul: pl. egy gyógyszergyári szennyvíznél ugyanazon terhelésnél (0,35 kg BOI₅. kg-1.nap-1) ciklodextrin adagolással a tisztított szennyvíz

BOI₅ értéke lényegesen kisebb (67 mg/L) volt, mint a nélkül (157 mg/L). Ciklodextrin adagolással a tisztított szennyvízben maradék KOI valamelyest nő, mert az eleveniszapos biológiában szokásos tartózkodási idők alatt a ciklodextrin maradékot nem lehet teljesen lebontani, viszont ezzel szemben az elfolyó vízben lényegesen csökkenthető a biológiai bontás nélkül távozó toxikus anyag koncentrációja. A béta-ciklodextrin által keletkezett maradék KOI nem számottevő, mert a ciklodextrin „környezetbarát” anyag (keményítő származék).

Például egy eleveniszapos eljárással tisztított gyógyszergyári szennyvíz a Daphnia teszt vizsgálatok alapján minden esetben mérgező volt, 100 – 120 szoros hígítás esetén a Daphniák 50%-a elpusztult. Béta-ciklodextrin adagolásnál a „nem toxikus” hatás eléréséhez szükséges hígítás mértéke a tisztított szennyvíznél 10 – 20 szoros hígításra csökkent. Ez egyértelműen jelzi, hogy a béta-ciklodextrin adagolás mellett végzett biológiai tisztítás során a mérgező hatású gyógyszergyári szennyező anyagok lebontása hatékonyabb volt, mint béta-ciklodextrin adagolás nélküli esetben.

A toxikus anyagok biológiai lebontásának javítására tett javaslatok összefoglalása

Az ipari és az ipari-kommunális szennyvizekkel a biológiai tisztítótelepekre befolyó toxikus anyagok a biológiai rendszer nem teljes mértékű lemérgezését, hanem általában a telep tisztítási hatásfokának csökkenését idézik elő. A toxikus anyagok mérgező hatásának csökkentésére vagy annak teljes kiküszöbölésére számos technológiai „fogás” és módszer jöhet szóba. A technológiai módszerek, amelyek alkalmasak a „mérgezési” hatások csökkentésére, ill. az elfolyó, tisztított szennyvízben a toxikus anyagok koncentrációjának csökkentésére a következők:

- Biológiai nehezen bontható anyagok (Cl-fenolok, benzol, stb.) megfelelő lebontás

tása miatt az iszapkor értékét 15 nap felett kell tartani. Biológiaiilag különösen nehezen bonthatóak a többszörösen klórozott (tri-tetra-penta) szénhidrogének, szubsztituált aromás, poliaromás és peszticid származékok, olajipari szennyeződések, felületaktív anyagok. Az említett anyagokat tartalmazó szennyvíz biológiai kezelésénél sok esetben a rendszerben 20 – 30 napos iszap-kort is szükséges fenntartani. Természetesen a szükséges iszapkort nagyon sok tényező együttesen (szennyezés minősége, koncentrációja, lebontási sebesség, egyéb tápanyag kínálat stb.) határozza meg.

- Toxikus ipari szennyvizek kezelése esetén az egy-fokozatú aerob biológiai rendszer helyett két-fokozatú (aerob-aerob) vagy anaerob-aerob rendszer kell alkalmazni. Esetleg a meglévő egyfokozatú rendszert kétfokozatúvá kell átalakítani. A két-fokozatú biológia nélkül a nehezen bontható ipari szennyvizek kezelése szinte ma már el sem képzelhető.
- Adsorbensek (aktív-szén, aktivált-zeolit, bentonit-agyag származékok) adagolásával (levegőztető medence) az ipari szennyvizek toxikus hatása kiküszöbölhető és a tisztított szennyvízzel elfolyó toxikus anyagok koncentrációja csökkenthető. Az adszorpciós-hatáson túlmenően az aktív-szén és egyéb adsorbensek (zeolit) a baktériumok számára hordozó anyagként is viselkednek. Toxikus anyagok nagy része (Főleg fenol, klór-fenol származékok) béta-ciklodextrinnel komplexbe vihetők és ezáltal az eleveniszapos biológia lebontási hatásfoka emelhető. Az ipari minőségű béta-ciklodextrin alkalmazása kisebb eleveniszapos egységeknél ma már gazdaságilag megoldható.

Összefoglalás

A toxikus szerves vegyületek széles köre (hidroxi-, halogén -, nitro-, amino-, aromás és alifás származékok) található a szerves vegyipari és a gyógyszeripari szennyvizekben. Az elmúlt 100 évben, a vegyipar nagymértékű fejlődése következtében a szennyvizekben olyan anyagok jelentek meg, amelyek a természetben nem keletkeznek, és ezek anyagok általában nagyon nehezen bonthatók (refractory) és sok esetben az eleveniszapos rendszerre toxikus hatást gyakorolnak. A toxikus vegyületek már kicsiny koncentráció (<1 mg/L) esetében is gátolhatják a katabolitikus (energia-termelő) és anabolitikus (a sejtben végbemenő építő folyamat) folyamatokat. A toxikus szerves anyagok biológiai lebontása az esetek nagy részében kometabolizmus útján megy végbe.

A toxikus anyagok biokémiai lebontásához az eleveniszapos populáció enzimsziszteme lassan alkalmazkodik, illetve a természetes kiválasztódás révén az ilyen új anyagok lebontására specializálódott törzsek nem szaporodnak el. Egy új nehezen bontható toxikus anyag bejutását követően az eleveniszapos rendszer bizonyos kezdeti idő-késéssel reagál. Ez idő alatt a populáció adaptálódik és szelektálódik az adott vegyület bontásához. A toxikus hatású anyagok bizonyos mértékig biológiaiilag bonthatóak, ezért az elfolyó, tisztított szennyvízben a toxikus anyag koncentrációját az u.n. kritikus-koncentráció (I^*) érték alatt kell tartani. Egyébként, ha az elfolyó vízben a toxikus anyag koncentrációja nagyobb, mint az I^* érték a biológiai lebontás hatásfoka csökken és az elfolyó, tisztított szennyvíz minősége nagymértékben romlik (2.ábra). A toxikus anyagok a biológiai tisztító rendszerben általában nem okoznak irreverzibilis gátló hatást. Toxikus anyagok kedvezőtlen hatása

az esetek többségében a biológiai lebontás csökkenésében, vagyis az elfolyó, tisztított szennyvíz minőségének és az eleveniszap ülepedésének nagyfokú romlásában jelentkezik. A toxikus anyagok mérgező hatásának csökkentésére, vagy annak teljes kiküszöbölésére az iszapkor növelése, a kétfokozatú biológiai szennyvízkezelés, oxidációs módszerek, adszorbensek (aktív-szén, aktivált zeolit, agyag származékok) és a komplex-képző anyagok (béta-ciklodextrin) alkalmazása jöhet szóba.

Irodalomjegyzék

Benedek, P. (1990): Biotechnológia a környezetvédelemben, Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 42 – 48

Benedek, P. – Takács, I. – Vállai, J. (1986): Upgrading of a wastewater plant in a chemical factory. Wat. Sci. Tech., 8. 75 – 82

Bitton, G. (2005): Wastewater Microbiology, A JOHN WILEY & SONS, INC., PUBLICATION, Third Edition, 499 – 527

Bielefeldt, A.R. – Stensel, H.D. (1999): Modeling competitive inhibition effects during biodegradation of BTEX mixture. Water Research, Vol.33, No.3, 707–714

Blaim, H. – Seiler, H. – Baumgarten, J. (1984): Microbial population in an activated sludge treatment plant of a chemical combine. Z. Wasser – Abwasser – Forschung, 17, 37 – 41

Böhnke, B. (1987): Das AB –Verfahren zur biologischen Abwasser-Reinigung. Institut für Siedlungs-Wasserwirtschaft der Rhein.Westf. Techn. Hochschule Aachen, 1 – 10

Ettala, M. – Koselka, J. – Kiesilä, A. (1992): Removal of chlorophenols in municipal sewage treatment plant using activated sludge. Water Research, Vol.26, No.6, 797 – 804

Farkas, F. (2003): Nehezen bontható, vagy toxikus komponenseket tartalmazó ipari szennyvizek biológiai kezelése. (Ph.D. disszertáció), Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Kémiai Intézet: <http://ilex.efte.hu/PhD/emk/farkasf/disszertacio.pdf>



- Field, J. A. (2001): Review of scientific literature on microbial dechlorination and chlorination of key chlorinated compounds. Report prepared for EUROCHLOR. Department of Chemical & Environmental Engineering University of Arizona, USA
- Internet 1. Kometabolizmus. https://www.google.hu/webhp?ie=utf-8&oe=utf-8&client=firefox-b&gfe_rd=cr&ei=GXaxV_C5DMao8wfmGgCw#q=Kometabolizmus
- Internet 2. Xenobiotikumok és egyéb nehezen bontható vegyületek mikrobiális bontása. <http://slideplayer.hu/slide/2236629/>
- Internet 3. Adsorption Technique for the Removal of Organic Pollutants from Water and Wastewater
http://cdn.intechopen.com/pdfs/42059/In-Tech-Adsorption_technique_for_the_removal_of_organic_pollutants_from_water_and_wastewater.pdf
- Internet 4. Treatment Technologies for Organic Wastewater
<http://cdn.intechopen.com/pdfs-wm/41953.pdf>
- Internet 5. Davies, P.S. (2005): The Biological Basis of Wastewater Treatment. Strathkelvin Instruments Ltd
<http://www.s-can.nl/media/1000154/thebiologicalbasisofwastewatertreatment.pdf>
- Internet 7. Evaluation of Toxicity of Pharmaceuticals to the Activated Sludge Treatment Plant
<http://dspace.cc.tut.fi/dpub/bitstream/handle/123456789/20530/basnyat.pdf>
- Jørgensen, S.E. (1979): Industrial Waste Water Management Elsevier Scientific Publishing company. Amsterdam-Oxford-New York. 157-159
- Oláh, J. (1993): Toxikus szerves-vegyipari szennyvizek biológiai tisztítása. In: A biológiai szennyvízkezelés újabb irányzatai. Környezetgazdálkodási Intézet, Környezetvédelmi Tájékoztató Szolgálat. Kézirat. Munkaszám: 196 (587), Budapest, 70 – 145
- Oláh, J. (2006): Az antropogén anyagok szerepe a szennyvíztisztításban. In: Öllös, G. (2006): Természetes és antropogén szerves anyagok. Közlekedési Dokumentációs Kft., 287 – 389
- Oláh, J. – Palkó, Gy. (2006): Az antropogén anyagok szerepe a biológiai szennyvíztisztításban. Vízmű Panoráma XIV. évf. 2006/3, 19 – 27
- Oláh, J. (1987): Lebontási aktivitást befolyásoló tényezők hatása az eleveniszapos szennyvíztisztításban. Kandidátusi értekezés, 82 – 99
- Oláh, J. – Rása, G. (2007): Különböző eredetű toxikus anyagok hatása az eleveniszap légzésére, illetve a lebontási sebességére. FCsMZrt.-ben végzett mérések.
- Pabitra, B. (2010): Evaluation of Toxicity of Pharmaceuticals to the Activated Sludge Treatment Plant. Tampere University of Technology. Master of Science Thesis. <http://dspace.cc.tut.fi/dpub/bitstream/handle/123456789/20530/basnyat.pdf>
- Rozich, A. – Gaudy, A.F., Jr. (1984): Critical point analysis for toxic waste treatment, Jour. of Environmental Engineering, 110, (3), 562 – 572
- Rüffer, H. – Verink, J. (1985): Test zur der biologischen Abbaubarkeit. In: Lehr- und Handbuch der Abwasser Technik. Band IV. Verlag von Wilhelm Ernst Sohn, Berlin, 146 - 160
- Schröder, H.Fr. (1987): Chlorinated hydrocarbons in biological sewage purification-fate and difficulties in balancing. Water Science and Technology, Vol. 19, Numb.3/4, 429 – 438

Stahl, F.W. (1987): A kromoszómák közötti újraelrendeződés. Tudomány a Scientific American magyar kiadása. III. évf. 4., 44 – 56

Stringfellow, W.T. – Alvarez-Cohen, I (1999): Evaluating the relationship between the sorption of PAHs to bacterial biomass and biodegradation. Water Research, Vol.33, No.11, 2535 – 2544

Tabair, H.H. – Ouave, S.A. – Mashni, C.I. – Barth, E.F. (1981): Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds. Jour. Water Pollut. Control. Fed., 53, (10), 1503 – 1518

Weber, W.J. – Jones, Jr. B.E. – Katz, I.E. (1987): Fate of toxic organic compounds in activated sludge and integrated PAC system. Water Science and Technology, Vol. 19, Numb.3/4, 471 – 482

Summary

The wide variety of toxic organic compounds (hydroxyl-, halogen-, and nitro-, amino-, aromatic and aliphatic derivatives) is in the organic chemical and pharmaceutical effluents. The last 100 years, due to development of high degree of chemical substances in waste water have been emerged which can't occur in nature. These materials are usually very difficult to degrade and in many cases the toxic effects on activated sludge system. The toxic substances in the biological treatment-system are generally not cause irreversible inhibition.

The bacterial degradation and detoxification of toxic compounds requires the production of enzymes that are capable of recognizing and converting compounds which do not occur at significant concentrations in nature. Because that biodegradation be effective the concentration of the toxic substance should be kept below the critical value (I^*). Otherwise, if the effluent concentration of the toxic



substance is greater than the value I^* the biodegradation efficiency will be reduced and effluent wastewater quality greatly deteriorates (figure 2).

The toxicity of industrial discharges to micro-organisms is measured by respiration inhibition. The toxic effect reducing or eliminating of toxic substances increasing the sludge-age when the two-stage biological wastewater treatment, oxidation methods, adsorbents (activated carbon, activated zeolites, clays and natural clay-minerals) and the use of complex-forming agents (beta-cyclodextrin) may be considered. Efficient techniques for the removal of highly toxic organic compounds from water and wastewater have drawn significant interest. Adsorption is recognized as an effective and low cost technique for the removal of organic pollutants from water and wastewater, and produce high-quality treated effluent.