

Előszó

A könyv alapvető módszertani célja, hogy megfeleljen három legfontosabbnak tartott követelménynek; ezek:

- az átalakuló, egyre sokszínűbbé váló graduális ill. posztgraduális felsőoktatás
- az adott szakterület interdiszciplináris jellegének; hiszen a hozzá kapcsolódó tevékenység nem rendelhető egyértelműen egyetlen (jelenleg létező) mérnöki szakhoz sem.
- Folytonos logikai kapcsolat a fejtétlenül szükséges alapoktól a konkrét alkalmazástechnikai ismeretekig.

A fentiek értelmében a könyv szerkezete egymásra építkező, az 1-2- ill. a további fejezetek viszonylatában. Az alapoknál törekedtünk a fontos fogalmak rövid lehetőleg közérthető meghatározására,

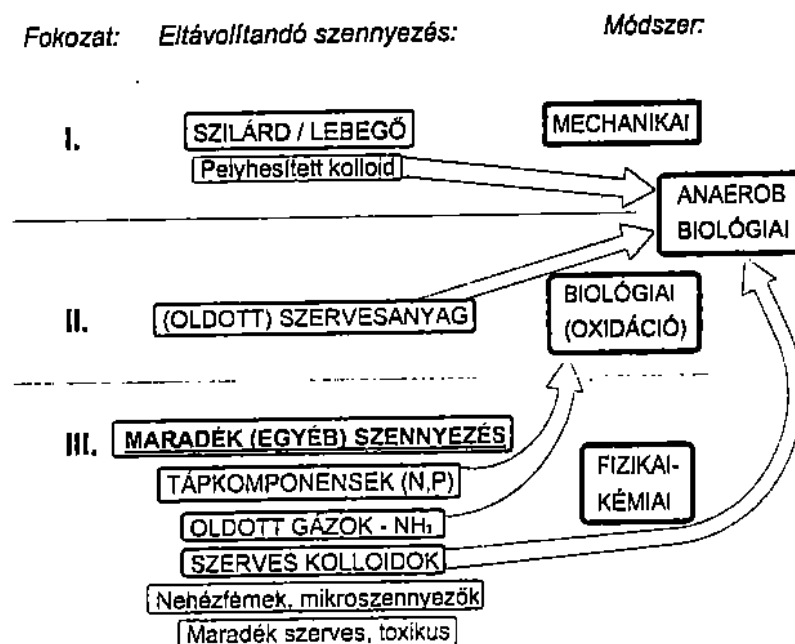
Megjelöltünk ezentúl tárgykörönként legalább egy hatékonyan használható szakkönyvet, mely igényektől függően alkalmas alapismereti hiányok pótlására, ill. a területre vontokozó mélyebb ismeretszerzésre.

Törekedtünk arra is, hogy már az alapfolyamatok ismertetésétől kezdve minél több alkalmazási területre vonatkozó hivatkozás szerepeljen. Megjegyzendő ezzel kapcsolatban, hogy a szerzők a legtöbb tárgykör esetében gyakorló fejlesztőként is tevékenykedtek.

Hasonlóképpen igyekeztünk beilleszteni minél több ipari szennyvízkezelést problémát, példát az egyelőre még természetes módon leggyakoribb kommunális szennyvíztisztítási alkalmazásra történő hivatkozások közé. Az 1. fejezet kivételével ugyanis a tárgyalás rendszerével nem fér össze a házi-, kommunális-, ipari szennyvíz kategóriák szerinti felosztás.

Ugyanez mondható el a bizonyos értelemben elavult első-, másod-, harmadrendű tisztítás szerinti kategorizálásról. (1.1. ábra)

1. ábra: A szennyvíztisztítási eljárások *hagyományos* osztályozása és a változás irányzatai



A szennyvíztisztítás eljárásainak hagyományos osztályozása egyrészt kifejezi a lépések sorrendjét; a tisztítás egyre finomabb voltát. Másrészt különbséget tesz közöttük az alkalmazott módszer tekintetében (mechanikaibiológiai-fizikai-kémiai). Megállapítható, hogy egyik osztályozó elv sem érvényesül következetesen.

Az utóbbi években tanulságos átstrukturálódás ismerhető fel e rendszerben:

- Egyrészt a tápkomponens eltávolítás feladatai kerülnek át sorra a másodrendű tisztításba.
- Ugyanakkor önálló kategóriaként jelenik meg az anaerob biológiai szennyvíztisztítás, már a régi rendszerbe be sem sorolható módon.
- Az egyidejű integrálódás és kiválás egy harmadik tendenciában találja meg egységét; ez a biológiai eljárások fokozódó jelentősége és volumene.

A nyolcvanas évek elejére kiderült, hogy elsősorban a fizikai-kémiai módszerek, főleg gazdasági okokból mér nem felelnek meg a velük szemben támasztott igényeknek. Szerepük néhány kivételtől eltekintve (pl., nehézfémek eltávolítása) várhatóan a jövőben is, mint a biológiai fokozatot kiegészítő elő (pl. zsírok, fehérjék koagulációs, flokulációs eltávolítása) vagy utótisztítására korlátozódik (pl. vegyszeres koagulációval kombinált homokszűrés, vagy aktívszenes adszorpció).

Az előbbiekből az is következik, hogy a megújult; hatókörében és intenzitás tekintetében is többre képes biológiai eljárások dinamikusabban terjednek. A biotechnológiai folyamatvezetés ismeretei pedig felértékelődtek a klasszikus, műtárgycentrikus szakterületéhez képest. E tendenciának is igyekszik megfelelni a tárgyalt témacsoportok súlyozása; hiszen a kialakultabb szemléletű és tárgyú ismeretek kiváló, meglévő szakkönyvekből (pl.(1j) elsajátíthatók.

A könyvben szereplő jelölések tekintetében igyekeztünk alkalmazkodni az IAWPRC érvényes ajánlásához (2). Az ott szabályozottakhoz képest nyilvánvalóan bővebb, párhuzamosságokat is tartalmazó jelölésjegyzéket külön közöljük.

Végül köszönettel tartozunk a munkát támogató Környezetgazdálkodási Oktatás Fejlesztéséért alapítványnak.

1. A SZENNYVÍZ KÉPZŐDÉSE, JELLEMZŐI

1.1. A vízi környezet védelmének általános kérdései, a magyarországi helyzet

Az emberiség jövőjének bizonyos szempontból legsúlyosabb kérdése a gazdasági fejlődés és a környezetminőség viszonyának optimális szabályozása. A fenntartható fejlődés (sustainable development) egy évtizede megjelent fogalma szerencsés módon egyre szélesebb körben válik ismertté és az emberi cselekvések motiváló erejévé, egyben minősítő kritériumává. A világszerte szabályozott népesedés, ésszerű erőforrás hasznosítás, az energia- és anyagkímélő termelés és életmód éppolyan elengedhetetlen feltételei a jövőnek, mint a szélesebb vagy szűkebb értelemben vett környezetvédelem.

A szennyvíz- ill. vízkezelés széles multidiszciplináris ismerettömeggel támogatott, de végső soron mérnöki szakterülete egyike a legsokoldalúbb hatású környezetvédelmi tevékenységeknek. Jelentősége kétségtelen akár a jó minőségű ivóvíz felénekelődésére akár a víz bioszférában betöltött kitüntetett szerepére gondolunk, akár pedig a vízellátás költségeinek gyors világméretű növekedésére.

Az ENSZ második környezeti világértelkezletén (1992. június, Rio de Janeiro) a jövővel, ill. a XXI. századdal foglalkozó akcióprogram (AGENDA21) prioritásainak szinte mindegyike jól érzékelhető kapcsolatban áll a víz minőségvédelemmel.

A vízi ökoszisztémában legnagyobb súlyú vízfolyások biológiai egyensúlyvesztése az elmúlt évtizedekben helyenként katasztrófális mértékű lett - elsősorban fejlett ipari országokban.

Az egyik káros emberi beavatkozás a gátrendszerek, a folyószabályozás, melynek hatásait a tervezés során nem lehetett előre látni. Ezt demonstráló példa a Volga folyó, melyet 1955-ig Európa legnagyobb víztárolójának tekintették, de a Lenin vízlépcső elkészülte után a hatodik helyre került. Konkrétabban mutatja az ökológiai rombolást az Asszuáni gát esete. 1964-ig a szardíniahalászat kizozatala 15.000 t-ról két év alatt 550 t-ra csökkent. Nyugat Európa legkoncentráltabb iparú Ruhr vidékén a Rajna gátrendszerének kialakításával a holtágak nagyrésze megszűnt. A rendezett víztömeg módosult gravitációs és centrifugális erőhatásai következtében erózió, mederváltozás lépett fel. Elsorvadtak a szegélyerdők, melyek az éghajlati-időjárás viszonyokat is befolyásolták. A vízi élővilágot messzemenően módosították az ásványi- ill. szerves hordalékanyag mozgás, ill. lerakódás viszonyai. A talaj vízszintváltozás az ivóvízellátás károsodását eredményezte.

A folyó múlt században még 20 millió hektárnyi mezőgazdaságilag is értékes árterülete 1930-ra 16 millióra csökkent, jelenleg pedig 7 millió körül van, főleg az ipari fejlődés következtében.

A fenti hidrológiai szempontok még nem érintették a folyóvízminőséget; melyet természetesen a közvetlen szennyezés befolyásol leginkább. A szakemberek a felszíni vizeket sok szempontú vizsgálatssorozatokkal minősítik figyelembe véve a vízgazdálkodás szempontjait is (3).

A fizikai-kémiai minősítés szempontjai:

- a sóháztartás (keménység, só, kation ill. anionkoncentráció viszonyok)
- az oxigénháztartás (oldott oxigéntartalom és ezt főként befolyásoló szerves szennyezettségi mutatók)
- a nitrogén- és foszforháztartás (a növényi tápanyagdúsulás fő okozójaként)
- mikroszennyezők (főleg toxikus hatás tekintetében) - hő- és rádióaktív szennyezés.

A biológiai vízminősítés azokat a kategóriákat rendszerezi objektivitásra törekvő mennyiségi fokozatokba, melyek a vízi ökoszisztéma létfeltételeiként a legfontosabbak.

- A halobitás (a víz összes sótartalmi ill. ionösszetételei osztályai)
- a szaprobitás (a vízi szervezetek szerveranyag lebontóképessége)
- a trófitás (a fotoszintetikus vízi szervesanyagképződés mértéke)
- a toxicitás (a mérgező komponensek veszélyességének mértéke)

A bakteriológiai vízminősítés

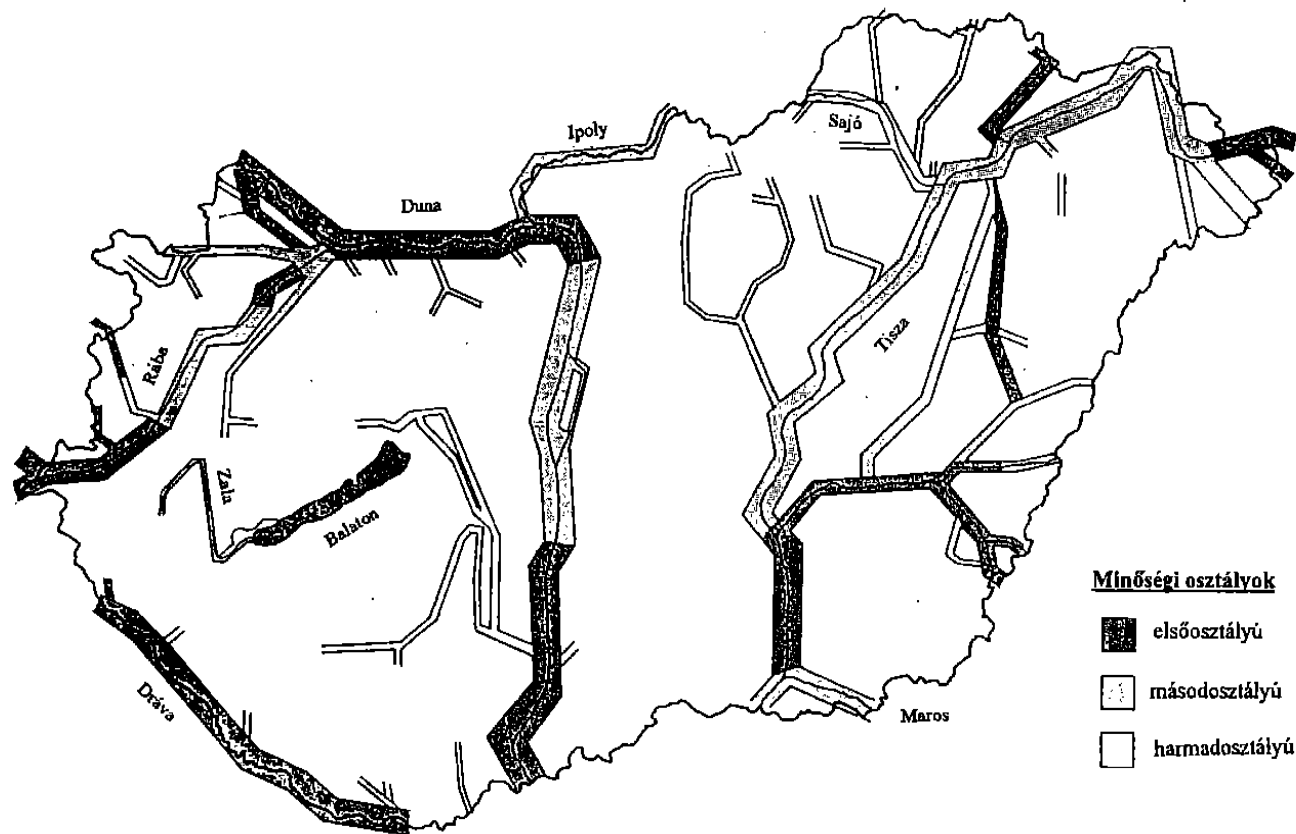
Az általános vízminősítés felszíni vizeinket főleg a fenti vizsgálati eredmények értéktartományai szerint négy osztályba sorolja, melyek egyben a vízhasználat, vízgazdálkodás lehetséges módjait is kijelölik.

Az I. osztály Így némi egyszerűsítéssel ivóvíz szintet a IV. pedig szennyvízminőségjel jelöl.

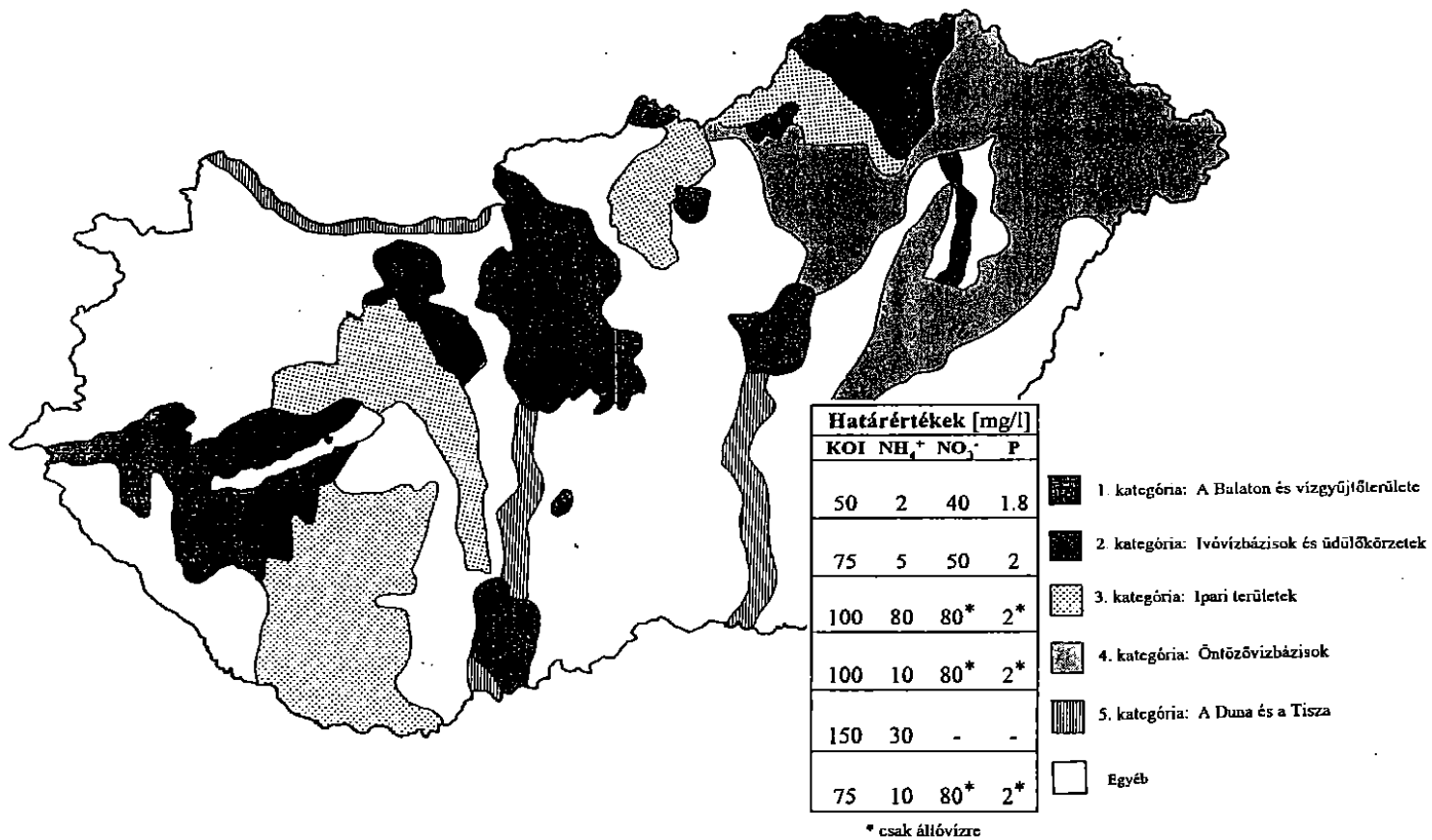
Az 1.1. ábra hazai felszíni vizeink állapotát jellemzi a fenti osztályok alapján. A vízminőségvédelmi tervezés általánosan gyakorolt módszere egy élővízfolyás oxigénmérlegének módosításán alapul. Az ún. oxigénvonal fogalma a különféle fonásból a víztömeg felé irányuló oxigéntranszport és a szennyeződések oxigénfogyasztásának eredőjeként időben kirajzolódó koncentráció görbét ill. differenciálegyenletét jelenti.

Ennek segítségével határozható meg az a szennyeződéstömeg (koncentráció • szennyvízhozam), mely a vízfolyás egy adott szakaszában az öntisztulási kapacitáshoz képest megengedhető. Ez a szennyvíz terhelhetőség; ennek alapján határozható meg a befogadóhoz csatlakozó szennyvíztisztító elfolyó vízáramának un. határkoncentrációja ill. a telep megkívánt tisztítási határfoka.

Világosan kell látni, hogy az eddigi megfontolások egyetlen kritériuma az oxigénmérlegen keresztül e szervesanyagtartalom; erre szűkítettük le a szennyezőanyag koncentrációt ill. tömegáramokat. A szennyvizekkel a természetbe kerülő szervesanyag növényi tápkomponensek (N és P vegyületek) halása egyre növekvő jelentőségű. Álló- és lassú folyású élővizekben ezek eutrofizációt okoznak. A növényi szervezetek e túlbujánzása, majd az elhalt növényi biotomassza lebontásának oxigénigénye, az anaerob szervezetek megjelenése vezethet az öntisztulóképesség megszűnéséhez.



1.1. ábra: Magyarország felszíni vizeinek minősége



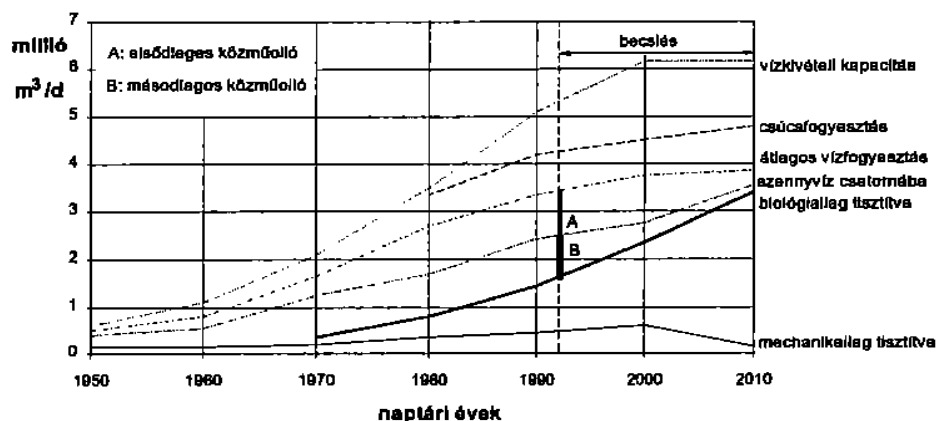
1.2. ábra: Magyarország vízminőség védelmi területi kategóriái az érvényes, élővízbe bocsátható szennyezőanyag koncentráció határértékekkel

Az ammóniatartalom spontán oxidációja (nitrifikáció) más minőségben vezet további oxigénfogyasztáshoz. A reakciótermékként jelentkező nittit és nitráttartalom a potenciális ivóvízbázisnak tekinthető talaj- és rétegvizek egészségügyi szempontból súlyos szennyezettséget eredményezik.

A szennyvíztisztítás szűkebb értelemben vett mérnöki feladatának definiálásához a vízminőségvédelem-hidrológia-ökológia fenti megfontolásai csak háttérismeretként szükségesek. A gyakorlat egy tisztítótelep, vagy anélkül működő kommunális, ill. ipari eredetű (szenny)vízáramát pontszerű szennyezőforrásnak tekinti, és szennyezőanyag koncentráció hatások alapján dönt az élővízi befogadóba bocsáthatóságról. A 3/1984 OVH sz. rendelet e határértékeket az ország hat vízminőségvédelmi területi kategóriája szerint határozza meg. Az 1.2. ábrán az egyes területekre érvényes fontosabb szennyező határértékeket mutatjuk 6e.

Kielégítő minőségű; európai szinte, azaz mechanikai és biológiai szennyvíztisztítás feladatait az 1.3. ábra mutatja 6e. Ezen egyben látható a jelenlegi állapot (mintegy 1,5 mBld tisztítókapacitás) abszolút és viszonylagos elmaradottsága. Az elsőt a közeli, alig két évtizedre levezett mintegy 120 %os növekedés igénye illusztrálja. Az ábrán mutatott elsődleges (vízellátás közcsatornába bocsátott A jelű) és másodlagos (közcsatornába bocsátott biológiailag tisztított szennyvízhozam különbségként megadott; 8 jele) közműollónak nevezett fogalom a viszonylagos elmaradás mértéke.

1.3. ábra: A vízellátás és csatornázás helyzete és fejlesztést tervei Magyarországon



A szennyvíztisztítás fejlesztésének célkitűzése a következő évtizedekre 1990-es árszinten közel 20 milliárdos beruházást igényel.

1.2. A szennyezőanyagok

Kémiai értelemben veri tiszta víz a természetben nem létezik. A felszíni, felszín alatti természetes vizek több kevesebb mennyiségben különböző anyagokat tartalmaznak, amelyek között a legfontosabbak:

- az oldott oxigén,
- az ún. változó keménységet okozó kalcium és magnézium sók, az ún. állandó keménységet okozó alkálifémsók,
- a széndioxid és a vele kapcsolatos különböző hidrogénkarbonátok,
- és egyéb kisebb mennyiségben jelenlévő anyagok (vas, mangán, klorid, szulfát, stb.)

A vizek természetes eredetű "szennyezőanyagainak" ez a viszonylag szűk köre a szennyezések hatására ma már sok esetben lényegesen kibővült.

E szennyezések közvetítő közegei a különböző szennyvizek, amelyek az eredetüktől függően:

- ipari szennyvizek,
- házi szennyvizek,
- és kevert, vagy másnéven kommunális szennyvizek lehetnek.

A szennyvizek összetétele általában fizikai, kémiai és biológiai értelemben egyaránt lényegesen különbözik a természetes vizektől. A legfontosabb különbségek:

- A szennyezőanyagok kémiai értelemben vett sokfélesége. Ezen belül a szerveranyagok dominanciája.
- A szennyezések eltérő diszperzitásfoka (oldott, kolloidális és ülepezhető komponensek párhuzamos előfordulása).
- Nagymennyiségű élő mikroorganizmus jelenléte, amelyek főleg a szerveranyag lebontását végzik.

1.2.1. A szennyvizek falkai tulajdonságai

A szennyvizek fizikai értelemben általában híg vizes keverékek, amelyeknek szokásos fizikai tulajdonságai (sűrűség, fagyáspont, viszkozitás, stb.) gyakorlatilag azonosnak tekinthetők a vízével.

Technológiai szempontból a fizikai jellemzők közül a szennyvíz lebegő és/vagy kolloid anyag tartalma, hőmérséklete esetenként színe és szaga érdemel figyelmet.

A szennyezőanyagok méret szerinti csoportosítása.

A szennyvizek általában fizikai értelemben sem tekinthetők homogénnek. Bennük a különböző szennyező komponensek különböző méretűek lehetnek. A szennyezőanyag részecskéinek mérete alapján megkülönböztethetünk:

- oldott szennyezéseket,
- kolloidális szennyezéseket,
- és szuszpendált, vagy lebegő szennyezéseket.

A szennyvizekben leggyakrabban előforduló szerves szennyezéseket jellemző méreteket és az elválasztásra alkalmas módszereket az 1.4. ábra érzékelteti.

A kolloidális és a lebegő szennyezések olyan; a vízben diszpergált mikro vagy félmikro fázisok, amelyek a méretüktől, illetve a tömegüktől függően eltérő ideig tudnak homogén eloszlásban a vízben maradni.

Lebegőanyagoknak azokat a szennyezéseket tekintjük, amelyek a vízből rövid idő (10 perc) alatt kiülepezhetőek, vagy 1 mikron pórusmérete ún. membránszűrővel kiszűrhetőek, esetleg kicentrifugálhatóak.

A lebegőanyagok kategóriájába sorolhatóak, de a szennyvíztisztításra gyakorolt hatásuk miatt külön is minősítendőek a zsír és olaj jellegű szennyezések, amelyek a legtöbbször emulziót képeznek a vízzel. Ezeket az anyagokat **szerves oldószeres (éter vagy kloroform) extrakcióval (SZOE)** lehet meghatározni.

A kolloid diszperz szennyezőkön azokat az anyagokat kell érteni, amelyeknek a mérete 1 nm és 1 µm között van (diszperz kolloidok), vagy a molekulatömegük 10³ és 10⁶ Dalton tartományba esik (valódi vagy makromolekulás kolloidok) vagy 10³-10⁶ molekulatömegű szerves anyagok (felületaktív tulajdonságokkal rendelkező vegyületek), amelyek ún. asszociációs kolloidokat képeznek.

A kolloidok hosszabb ideig stabil rendszerek, amelyeknek a stabilitása az igen nagy felületükkel, illetve a kialakuló elektrokinetikai, vagy Zéta potenciáltat hozható kapcsolatba (Id. 2.5.fejezet).

Kolloidok, vagy lebegőanyag jelenlétében a szennyvíz nem átlátszó, turbiditása (zavarossága) van, amit nefelomélel *vagy* vizuálisan ún. Sechi koronggal lehet számszerűsíteni. Az oldott szennyezések olyan, a vízmolekula méretével közelítőleg megegyező méretű, komponensei a szennyvíznek, amelyek homogén eloszlásában vannak a vízben és azzal - fizikai értelemben - stabil rendszert képeznek.

A szennyvizek kolloid, lebegő és oldott anyag tartalmának együttes, különbségtétel nélküli jellemzésére az **összes szárazanyag tartalom (TS)** szolgál, ami vízfürdön való bepárlást majd 105 °C-on súlyállandóságig való szárítást követően tömegméréssel meghatározott maradékanyag tartalmat jelent.

Az összes szárazanyag tartalom belül az oldott komponensek mennyiségének gyors közelítő becslésére gyakran alkalmas a víz elektromos vezetőképességének a mérése.

A szennyvizek vezetőképessége általában lényegesen nagyobb a természetes vizekéénél.

Az oldott, a kolloidális és lebegő szennyezőanyagok eltávolítására különböző eljárások alkalmasak, de he mindhármát egy lépésben valamilyen biokonverziós módszerrel akarjuk eltávolítani, akkor általában a nagyobb méretű a sebességcsökkentő hatású.

A szennyvizek hőmérséklete

A szennyvizek hőmérséklete általában magasabb, mint az ivóvízé. A hőmérsékletet jelentősen befolyásolja:

1. *A levegő hőmérséklete.* Az időjárás évszakonkénti változásának megfelelően a kommunális szennyvíz hőmérséklete, jellegzetesen 5 és 20 °C között változik (I. 1.5. ábra). A téli hidegebb időszakban a szennyvíz melegebb a levegőnél, míg a nyári legmelegebb napokon hidegebb annál.
2. *A szennyvíz eredete.* Az ipari szennyvizek gyakran 20-60 °C-osak, amelyek jelentősen emelhetik a kommunális szennyvíz hőmérsékletét is.
3. *A csatornarendszer állapota és rendszere.* Az elválasztott rendszere csatornában a szennyvíz a téli kritikus időszakban mindig melegebb mint az egyesített rendszerben. A csatorna műszaki állapotától függően főbb kevesebb infiltrációval (beszivárgással) számolni kell. Ez különösen csapadékos időjárás esetén vagy hóolvadáskor lényegesen csökkentheti a szennyvíz hőmérsékletét.
4. *A szennyvíz mennyisége,* a csatorna hossza. Kis mennyiségű szennyvíz vagy csatornarendszer a szennyvíz hőmérsékletének csökkenését okozza. Télen nagyobb mennyiségű infiltrációval együtt (különösen kisebb településeken gyakori a probléma) mindez a szennyvíztisztítás ellehetetlenülését eredményezheti.

A szennyvíz hőmérséklete döntő hatással van a szennyvíztisztítására, mivel jelentős mértékben befolyásolja:

- az oxigén oldhatóságát és
- a biológiai folyamatok sebességét.

A szennyvíz +10 °C-nál alacsonyabb hőmérsékleténél kritikus szintre csökken az NH₄⁺ -N biológiai oxidációjának a sebessége, illetve +6-7 °C-nál teljesen leáll. A szerveranyag aerob oxidációja - bár a hőmérsékletfüggése kisebb a nitrifikációnál - de +2 °C alatt nem tervezhető. A szennyvíz hőmérsékletének közvetlen gazdasági kihatása van az anaerob biológiai tisztításra is, mivel a folyamat +30 °C-nál magasabb hőmérsékletigénye, általában a szennyvíz felmelegítését feltételezi.

Mindezek miatt a szennyvíz hőmérsékletének az évszakos változást is magába foglaló feltérképezése legalább annyira fontos a szennyvíztisztítás szempontjából, mint a szennyvíz szennyező komponenseinek, illetve azok koncentrációjának ismerete.

A szennyvíz színe és szaga

A szennyvíz állapota (kora) jól jellemezhető e színével és szagával. A szennyvíz színét és szagát alapvetően a benne lévő szennyező anyagok kémiai értelemben vett minősége határozza meg. A kommunális szennyvizek friss állapotában jellegzetesen világos barnásszürke színűek. A szín ez idő előrehaladtával fokozatosan sötétedik, ami közvetlen kapcsolatban van a fokozatosan meginduló mikrobiológiai folyamatokkal.

Oxigén hiányában a biológiai reakciók eredményeként olyan új komponensek (pl. fémszulfidok) keletkeznek, amelyek jól érzékelhető, fokozatosan sötétülő tónust adnak a víznek.

A biológiai folyamatok jelentős mértékben befolyásolják a szennyvíz szagát is. A berothadó szennyvízben fokozatosan nő a kellemetlen szagú illékony vegyületek (pl. illó zsírsavak, H₂S) mennyisége. A szennyvíz berothadása általában nemcsak kellemetlen szagproblémákat okoz, hanem kedvezőtlenül befolyásolhatja a szennyvíztisztító telep működését is.

A szennyvíz szagának és színének objektív minősítése nehezen megoldható feladat; különösen igaz ez a szagra, ami a szennyvíztisztítással kapcsolatban igen sokszor merül fel. A szag a legtöbb esetben inkább szubjektív hatás, aminek karaktere, intenzitása, "kellemetlensége" nehezen minősíthető. Éppen ezért a legtöbbször emberi érzékeléssel ún. olfaktometriával történik. A legfontosabb, a kezeletlen szennyvizeket leggyakrabban jellemző szaganyagok és minősítő tulajdonságaik az 1.1.táblázatban láthatók.

1. 1. táblázat

Vegyület	Kémiai képlete	A szag jellege	Határkoncentráció [ppm]	
			Detektálási	Felismerési
Ammónia	NH ₃	szúrós	17	37
Dimetil-szulfid	(CH ₃) ₂ S	fokhagyma	0,0001	0,001
Difenil-szulfid	(C ₆ H ₅) ₂ S	fokhagyma	0,0001	0,0021
Etil-merkaptán	CH ₃ CH ₂ SH	rothadt káposzta	0,0003	0,001
Hidrogén-szulfid	H ₂ S	záptojás	<0,00021	0,00047
Metil-amin	CH ₃ NH ₂	halszag	4,7	0,020
Metil-merkaptán	CH ₃ SH	rothadt káposzta	0,0005	0,001
Szkatol	C ₃ H ₉ N	fekáliás szag	0,001	0,019
Vajsav	C ₄ H ₈ O ₂	édeskés, kellemetlen	–	0,001
i-Valeriánsav	C ₅ H ₁₀ O ₂	édeskés, kellemetlen	--	0,0006

1.2.2. A szennyezőanyagok kémiai jellemzői

A szennyvizek általános értelemben több-kevesebb mennyiségben tartalmazhatják mindazokat a kémiailag definiálható anyagokat, amelyek a természetben megtalálhatók vagy amelyeket az ember mesterségesen állít elő. A szennyezőanyagok kémiai szerkezetük vagy a biológiai környezettel való kölcsönhatásuk (ami összefüggésben van kémiai szerkezetükkel) alapján többféleképpen csoportosíthatók:

- Szerves vagy szervetlen anyagok.
- Biológiailag bontható vagy bonthatatlan anyagok.
- Az élő környezetre toxikus vagy nem toxikus anyagok.
- Egyéb.

A szennyezőanyagok közül a különféle szervesanyagok, az ún. tápelemek (N és P) különböző vegyületei és a nehézfémek a leggyakoribb és egyben legnagyobb környezeti ártalmat okozó komponensek.

1.2.2.1. Szerves szennyezőanyagok

A szerves szennyezőanyagokat kémiai értelemben a sokféleség jellemzi. A legnagyobb gyakorisággal és mennyiségben a szénhidrátok - egyszerű cukrok, polimer cukor vegyületek - (25-50%) a fehérjék (40-60%) és a zsírok, olajok (5-10%) fordulnak elő.

Nagyobb előfordulási gyakorisága van még a különböző felületaktív anyagoknak, és az ipari eredetű szennyezők közül a fenoloknak, de ezek mennyisége már csak töredéke az előzőeknek. Egyéb szennyezők (pl. peszticidek, kátrányos anyagok, oldószerek, nyersolaj komponensek és a szintetikus vegyipar széles skálában használt különféle szerves vegyületei stb.) ritkábban, főleg speciális ipari szennyvizekben fordulnak elő.

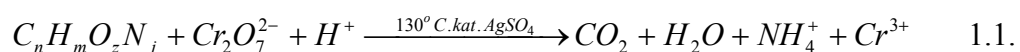
A szervesanyagtartalom mennyiségi jellemzésére számos laboratóriumi módszer ismeretes. A módszerek két jelentősebb csoportra oszthatók:

- A nem specifikus módszerek, amelyek a különböző szervesanyagokat nem különítik el, azokat együtt minősítik. Ezek a módszerek a nagy mennyiségben jelenlévő (> 1 g/m³) szervesanyag minősítésére alkalmasak.
- A specifikus módszerek, amelyek egy-egy kémiailag definiálható, általában különösen veszélyes szervesanyag meghatározására irányulnak és a legtöbb esetben gázkromatográfiás vagy folyadékromatográfiás és/vagy tömegspektrometriás elven alapulnak.

A nem specifikus módszerek közül a legfontosabbak, a kémiai oxigén igény (KOI), a biológiai oxigén igény (BOI) és a teljes szerves széntartalom (TOC).

A kémiai oxigénigény

Gyors, és a legtöbb szennyvíztisztító telepen elvégezhető módszer, ami azon alapul, hogy a szervesanyagok erős oxidáló szerek (K₂Cr₂O₇ vagy KMnO₄ esetleg K₂S₂O₈) hatására nagy oxigén tartalmú vegyületekké (főleg CO₂-dá és vízzé) oxidálódnak. A fajlagos oxidálószer felhasználás, illetve az azzal egyenértékű oxigén mennyisége a kémiai oxigén igény,



Az oxidáció sok szervesanyag esetén nem játszódik le teljesen, a CO₂ és a víz mellett maradnak az elejében szervesanyag jellegű molekulatöredékek is. Ennek ellenére a

meghatározást standard körülmények között (adott hőmérséklet, savkoncentráció, időtartam stb.) végezve a KOI a gyakorlat számára elfogadható pontossággal minősíti a szennyvíz összes szerveranyag tartalmát.

A meghatározást zavarják, illetve mérési hibát okoznak a szennyvíz oxidálható szervesanyagok (pl. szulfidok, Fe(II) sók).

A KOI alapján történő minősítésnél figyelembe kell venni, hogy

- a KOI a biológiailag bontható és bonthatatlan vegyületeket egyaránt méri
- különböző összetételű szennyvizek összehasonlításánál éppen a szerveranyagok oxidációjának pontosan nem ismert aránya miatt a KOI értékek egybevetése jelentős hibát okozhat.

A szennyvíz szerveranyag összetételének ismeretében (nagyon ritkán; főleg ipari szennyvizek esetén áll fenn ez a lehetőség) meghatározható egy elméleti, a sztöchiometria, szabályai szerint számolt oxigén igény is (EKOI). Példaként a glükóz így számolható elméleti KOI-nyé 1,066 g/g. Az EKOI ritkán használatos, konkrét adatok hiányában közelítő becslésre alkalmas jellemző lehet.

A biológiai oxigénigény

A biológiai oxigénigény (BOI) a legszélesebb körben használt biológiai eljárások szempontjából mértékadó, biológiailag bontható szerveranyag tartalmat minősíti.

A meghatározás a szerveranyagok aerob biológiai lebontását modellezve, a baktériumok által a folyamathoz felhasznált oxigén mennyiségével közvetve jellemzi a szennyvíz szerveranyag tartalmát, illetve közvetlenül mutatja a folyamat oxigénigényét.

A meghatározás hagyományos módszere az ún. hígításos 801 mérés, ami alapvetően a szennyvíz természetes vízzel való elkeveredéséhez (hígulásához) hasonló körülmények között határozza meg a szerveranyag lebontás oxigén szükségletét (1.6.ábra).

A BOI mérésekor a szennyvízmintát semleges pH-jú, tápsókat tartalmazó oxigénnel telt tiszta vízzel hígítjuk. A hígítás mértéke olyan, hogy a keverékben az oldott oxigén koncentráció a folyamat befejeztéig sem lehet kisebb 2-3 g/m³-nél. A kommunális szennyvizekre jellemző szerveranyag koncentrációk mellett e hígítás kb. 200-szoros.

A hígított szennyvizet a legtöbb esetben ún. oltó baktérium kultúrával kell befertőzni. Az oltókultúra nagyszámú szaprofitá baktériumot kell hogy tartalmazzon.

A biológiai oxidáció ilyen körülmények között viszonylag lassan játszódik le. A leggyakrabban alkalmazott 20 °C-os standard hőmérséklet mellett a folytonosan lassuló folyamat csak 20-30 nap alatt fejeződik be.

Az oxigén felhasználást, illetve az ezzel kapcsolatos szerveranyag lebontást az idő függvényében az 1.6.ábra mutatja. A tipikus BOI görbe öt elkülöníthető szakaszra osztható:

1. A vizsgálat kezdeti szakasza az ún. lag szakasz, amikor az oltó mikroorganizmusok "aklimatizációja" mellett az oxigén felhasználás jelentős arányban abból származik, hogy a szennyvíz szennyezőanyagainak egy része az oxikus környezetbe kerülve kémiai értelemben oxigént vesz fel. Ebben az időszakban indul meg a makromolekulás szennyezőanyagok (fehérjék; keményítő) enzimatis hidrolízise, metabolizálható szubsztáttá alakulása is.
2. A viszonylag nagymennyiségű; azonnal felhasználható (readily biodegradable) szubsztátt jelenlétében a baktériumok gyors növekedésnek indulnak, amivel párhuzamosan tovább folyik a makromolekulák hidrolízise is. Az első és második napon a BOI-s edényben a víz zavarosabbá válik, jelezve hogy nagytömegű

baktérium szaporodott el a vízben. Az oxigén felhasználási sebesség ebben a szakaszban a legnagyobb.

3. A könnyen metabolizálható szervesanyagok koncentrációjának jelentős csökkenésekor a baktérium növekedés előbb lelassul, majd teljesen megáll. Ebben a fázisban a szubsztrát forrást már főleg a makromolekulák hidrolízis termékei (monomerek) és a nehezebben bontható szervesanyagok jelentik.
4. Az endogén légzés szakasza, amikor ugyan kismennyiségű lassan bontható, külső, azaz szennyvíz eredetű szervesanyag bontás még előfordulhat, de az oxigénszükséglet főleg a baktériumok belső ún. endogén légzéséből származik. A sejtanyag fokozatos felhasználásával együtt járó endogén légzés az előzőekben keletkezett sejtek fokozatos pusztulásához, megsemmisüléséhez vezet.
5. Körülbelül a 10. napon (szennyvíztelepi elfolyó vizek esetén hamarabb) a BOI görbe újból meredekebben emelkedni kezd. Ekkor kezdődik az ammónia oxidációja, a nitrifikáció. Ezen a szakaszon a nitrifikáció és a szervesanyag bontó baktériumok endogén légzése együtt jelentkeznek. Kétféle BOI meghatározási gyakorlat létezik:
 - Az egyik esetben a szervesanyag lebontás és a nitrifikáció oxigénszükségletét együtt mérik, és a víz ammónia tartalma alapján számítással határozzák meg a szervesanyag lebontás oxigénigényét.
 - A BOI edénybe tett nitrifikációs Inhibitorral (pl. 2-kloro-6-triklorometil piridin) a nitrifikáció kialakulását megakadályozzák. Ilyenkor a mért BOI csak a szervesanyag lebontás oxigénszükségletét jelenti.

A hígítási BOI meghatározás jelentős időigénye az oka, hogy a szennyvíztisztítási gyakorlatban a minősítésre nem a szervesanyag teljes oxidációjához szükséges oxigén mennyiség (teljes biológiai oxigén igény, TBOI) terjedt el, hanem az 5 nap meghatározási időhöz tartozó oxigén fogyasztás, a BOI-s.

Ez az egyszerűsítés ugyan magában hordoz bizonyos hibalehetőségeket, de a hiba nagysága a gyakorlati tapasztalatok szerint a legtöbb esetben alatta marad azoknak a bizonytalansági tényezőknek, amelyek általában egy szennyvíztisztító telep tervezésénél felmerülnek.

Bizonyos esetekben a BOI₅ alapján történő minősítés gyakorlati hiányossága abból adódik, hogy ellentétben a házi szennyvizekkel a különböző ipari szennyvizekben lévő szervesanyagok BOI lebomlási görbéje lényegesen eltérhet a szokásos lefutástól. Az eltérés a görbe emelkedő szakaszának meredekségében mutatkozhat meg (ld. 1.7.ábra) ami a különböző szervesanyagok eltérő bonthatóságával, esetleg toxikus hatásokkal vagy nem adaptálódott oltókultúra alkalmazásával hozható kapcsolatba. Ilyenkor az 1.7.ábrából nyilvánvaló, hogy az oxidációs sebesség ismerete nélkül a BOI-s értéke önmagában nem lehet irányadó.

A különböző eredetű szennyvizek esetlegesen eltérő BOI lebomlási görbéinek jellemzésére, egy a BOI görbét elsőrendű kémiai reakcióként (ld. 2.2.fejezet) értelmező matematikai formulát használhatunk. Eszerint a pillanatnyi oxigén felhasználási sebesség közvetlenül arányos a még a vízben maradt szervesanyag (BOI_m) mennyiségével

$$\frac{dBOI_m}{dt} = K \cdot BOI_m \quad 1.2.$$

ahol: BOI_m = a maradék BOI [g/m³]

K = BOI reakciósebességi konstans [1/d]

$$\frac{dBOI_m}{dt} = \text{BOI eltávolítási sebesség [g/m}^3\text{d]}$$

Feltételezve, hogy t=0 időpontban a $BOI_m = TBOI$, az 1.2. egyenlet integrálva az 1.3. egyenletet adja.

$$BOI_m = TBOI \cdot e^{-Kt} \quad 1.3.$$

Ha a t időponthoz tartozó BOI_t -t, mint a TBOI és a BOI_m különbségeként írjuk fel:

$$BOI_t = TBOI - BOI_m$$

akkor az 1-3 egyenlet figyelembevételével

$$BOI_t = TBOI(1 - e^{-Kt}) \quad 1.4.$$

vagy tízes alapú logaritmusra áttérve (ahol $K = 2,3 K'$ lesz) a:

$$BOI_t = TBOI(1 - 10^{-K't}) \quad 1.5.$$

formulát kapjuk.

Az egyenlet ugyan nem írja le a BOI görbe minden részletét (ld. 1.6. ábra), de ez emelkedő szakasz meredekségét képes megjeleníteni. Minél nagyobb ugyanis a K vagy a K' sebességi állandó annál nagyobb e görbe meredeksége és ezzel összhangban a szervesanyag lebontási sebesség.

A sebességi állandó kiértékelésére többféle matematikai lehetőség áll rendelkezésre, ezek közül a legegyszerűbb grafikus értékelést az ún. Thomas módszer jelenti. Eszerint az 1.5. egyenlet konstansai az 1.6. egyenlet szerinti egyenes alapján határozhatók meg

$$\sqrt[3]{\frac{t}{BOI_t}} = \frac{1}{\sqrt[3]{2,3K'TBOI}} + \frac{\sqrt[3]{K'^2}}{3,43\sqrt[3]{TBOI}} t \quad 1.6.$$

Néhány szennyvíz jellemző BOI sebességi állandója az 1.2 táblázatban látható.

1.2. táblázat: Különböző szennyvizek BOI reakciósebességi állandói

Szennyvíz	K' [d ⁻¹]
Nyers házi	0,168
Előülepített házi	0,152
Biológiailag tisztított ebfolyó víz	0,052-0,100

A BOI mérésére a legelterjedtebb hígítási vizsgálat mellett műszeres megoldások is elterjedtek.

Összes szerves széntartalom (TOC)

A KOI és a BOI meghatározáskor a reakciók pontosan nem definiálható lejátszódásából származó bizonytalanságok, az összes szerves szén (TOC) mérés körülményei között kiküszöbölhetők. A TOC a szennyvíz szerves vegyület farmában jelenlévő szén tartalmát jelenti, amit magas hőmérséklet (kb. 900 °C) katalitikus égetés során keletkező CO₂ mennyiségének a mérésével lehet meghatározni.

A meghatározás hátránya, hogy a költséges műszeres vizsgálat lebegőanyagot is tartalmazó szennyvíz esetében a minta homogenizálásával és injektálásával kapcsolatos problémák miatt nem elég pontos.

Kis koncentrációjú és lebegőanyagot nem tartalmazó vizek (pl. tisztított szennyvíz) szerveranyag tartalmának meghatározására ajánlható inkább a gyors és kényelmes módszer. A TOC meghatározáshoz sok tekintetben hasonló a szennyvíz minősítésére ritkán használt **összes oxigén igény (TOI)**. Ilyenkor a szerveranyag katalitikus oxidációjához szükséges oxigén mennyisége minősíti a szennyező anyagot.

A KOI, BOI és TOC között) kapcsolat

A tisztítótelepi rutinvizsgálatok, de sok esetben a kutatással és a tervezéssel kapcsolatos munkák során sem áll rendelkezésre a BOI meghatározáshoz szükséges idő vagy laboratóriumi kapacitás. Ilyenkor hasznos lehet a BOI és e KOI, illetve TOC közötti kapcsolat ismerete.

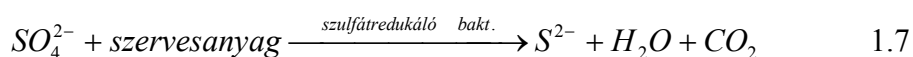
A kapcsolatok kifejezésére a megfelelő jellemzőkből származtatott mennyiség) arányok (KOI/BOI₅, KOI/TOC; BOI₅/TOC stb.) szolgálnak. Az 1.3.táblázatban különböző szennyvizekre, illetve szerveranyagokra kísérleti úton meghatározott mennyiségi arányok láthatók. Fontos hangsúlyozni, hogy a megadott arányok tapasztalati adatok, elméletileg nem számolhatók és csak közelítő becslésre használhatók.

1.3 táblázat: A KOI, BOI₅ és a TOC kapcsolata

A szennyvíz vagy anyag neve	KOI	KOI	BOI ₅
	BOI ₅	TOC	TOC
Nyers házi szennyvíz	1,9-2,1	4,0-4,5	1,3-1,6
Ülepített házi szennyvíz	1,7-1,9	3,2-3,7	1,0-1,2
Biológiailag tisztított víz	2,5-5,0	2,2-2,6	0,3-0,6
Metanol	0,94*	3,89	
Etanol	1,33	3,35	
Izopropanol	1,325		
Metil etil keton	1,21		
Benzoésav	1,31		
Fenol		2,96	
Szacharoz		2,44	
Monoetanolamin	1,53		
Eleveniszap		–	–

1.2.2.2. Szervetlen szennyezőanyagok

A szennyvizek néhány Ipari kivételével általában csak kisszámú olyan szervetlen anyagot tartalmaznak, amelyeknek eltávolítását környezetvédelmi okokból meg kell oldani. A természetes vizekben is megtalálható szervetlen anyagok közül a Ca^{2+} , a Mg^{2+} és a HCO_3^{3+} tartalomnak a felhasználással vagy a szennyvíztisztítási technológiával (pl. $Ca(OH)_2$ adagolás) kapcsolatos növekedését általában nem szokás negatívan értékelni. Hatásuk a víz pH-ja és alkalitása (ld.2.1.1 fejezet) szempontjából meghatározó jelentőségű. Kevésbé fogadható el a Na^+ , a Cl^- és a SO_4^{2-} koncentráció növekedése. Ezek a legtöbb esetben ipari eredetű szennyezések, de származhatnak a talajvíz csatornába szivárgásából és kisebb mennyiségben a háztartásokból is. Az egy lakosra számított átlagos napi klorid kibocsátás 6 g. A szennyvíztisztítás, illetve a szennyvíz elvezetés során is a szulfát okozhatja a legtöbb problémát. A szulfát amellett, hogy közvetlen beton korróziót okozhat, biológiai úton, anaerob körülmények között, kénhidrogénné tud redukálódni.



A keletkező kénhidrogén kellemetlen szagot kölcsönöz a szennyvíznek, korrozív hatással van az acélszerkezetekre, toxikus hatású a biológiai fokozat mikroorganizmusaira és iszap ülepedési problémákat okozhat.

1.2.2.3. Tápelemek

A nitrogén (N) és a foszfor (P) az élővilág létfontosságú elemei, amelyeknek a hiánya a növekedés leállítását, az élő szervezetek pusztulását okozza. Az N,P vegyületeknek ez az élő szervezetek szempontjából meghatározó tulajdonsága környezetvédelmi szempontból is kiemelt jelentőségű.

A felszíni vizekben a nitrogén- és foszforvegyületek együttes megjelenése bizonyos koncentráció felett (pl: $P = 0,2 \text{ g/m}^3$) kiváltja az eutrofizációt, ami a víz fototróf élővilágának (algák, vízi gyomnövények) gyors, burjánzásszerű elszaporodásával járhat. A nagytömegű növényi biomassa a víz minőségének romlóról okozza, ami leginkább az oxigénháztartás egyensúlyi zavaraiiban, kellemetlen szag és az anyagok valamint szervesanyagban dús rothadóképes üledék képződésében mutatkozik meg.

Nitrogén vegyületek

A nitrogén a szennyvizekben főleg szerves N vegyületek (pl. fehérjék) és ammónia, illetve ammónium-ion- (NH_4^+) formában van jelen. A szerves N vegyületek többsége mikrobiális hatásra a csatornában vagy a biológiai szennyvíztisztítás során a lebomlás első lépéseként ammonifikálódik, ammóniára és szerves komponensre hidrolizál.

A szennyvíz szerves N tartalmát az ún. Kjeldahl féle nedves roncsolással lehet meghatározni. Ha a roncsolás előtt a víz szerves NH_3 tartalmát lúgosítást követő forralással kihajtjuk, akkor a roncsolás után mérhető ammónia nitrogén a szerves nitrogén tartalomnak felel meg. A szerves NH_3 előzetes eltávolítása nélkül, a Kjeldahl roncsolás után kapott eredmény az összes Kjeldahl nitrogén tartalmat (TKN) méri.

A friss szennyvíz TKN és anorganikus NH_4^+ -N tartalmának aránya csak a szennyvíz eredetétől, illetve a szennyező komponensek kémiai összetételétől függ, de ténylegesen a szennyvíztelepre érkező víz a csatornában lejátszódó ammonifikálódás miatt az eredetétől mindig eltérő arányban tartalmazza a szerves és szerves NH_4^+ -N vegyületeket.

Az ammonifikálódás mértéke leginkább

- a szennyvíz hőmérsékletétől,
- és a szennyvíz csatornarendszerben eltöltött tartózkodási idejétől függ.

Mindezek miatt például a kommunális szennyvizekben a TKN/NH_4^+ -N arány jellegzetesen 1,2-2,0 között változik, ami arra figyelmeztet, hogy a minősítéskor nem elég csak a víz NH_4^+ -N tartalmát meghatározni.

Az ammónia vízben jól oldódó gáz, ami az oldódás után a pH-tól függően reakcióba is lép azzal:



Az egyensúlyi reakció pH függése olyan, hogy $\text{pH} < 7$ alatt gyakorlatilag a teljes ammónia mennyiség ammónium ion formában van jelen, illetve $\text{pH} > 11$ -nél csak a szabad NH_3 forma van a vízben.

Az ammónia közvetlenül, de közvetve is hat a vízben lejátszódó biológiai és kémiai folyamatok egy részére:

- A kétféle ammónia forma közül a szabad NH_3 toxikus a vizek élővilágára. $0,025 \text{ g/m}^3$ az a szabad NH_3 koncentráció, ami még nem tekinthető a halakra veszélyesnek. Az 1.9 egyenlet értelmében $\text{pH} = 7$ -nél ez 20 g/m^3 - es összes ammónia koncentrációnál következik be, de $\text{pH} = 8$ -nál már csak $0,34 \text{ g NH}_3 + \text{NH}_4^+ / \text{m}^3$ szükséges ugyanehhez. Mikroorganizmusok esetén a határérték magasabb, kb. 10 g/m^3 , ami ténylegesen csak

magasabb pH-kon (pl: pH = 9-nél az összes ammónia = 30 g/m³-nél) alakulhat ki. A víz pH-jának eutrofizációval kapcsolatos növekedése elősegítheti a szabad NH₃ toxicitást.

- Az ammónia biológiai oxidációjának jelentős oxigén igénye (ld. 3.fejezet) veszélyezteti az élővizek oxigénháztartását.
- Ammónia jelenlétében a tisztított szennyvíz vagy az ivóvíz klóros vagy NaOCl-os fertőtlenítésekor a fertőtlenítőszer szükséglet megnövekszik (ld. fejezet) ezáltal megnő a karcinogén hatású trihalometán (THM) vegyületek képződésének a valószínűsége.

Az ammónia biológiai oxidációja során különböző oxidált N vegyületek keletkeznek. Ezek között a legfontosabb a nitrit (NO₂⁻) és a nitrát (NO₃⁻), amelyeknek környezetvédelmi megítélése nem tér el lényegesen az ammóniáétól.

A tisztítatlan szennyvízben a NO₂⁻ és a NO₃⁻ csak nagyon ritkán fordul elő, mivel ha az ivóvíz eredetileg tartalmazta is őket, a csatornában oxigénmentes körülmények között, biológiai úton gyorsan N₂ gázzá redukálódnak.

Foszfor vegyületek

A foszfor orto (PO₄³⁻, HPO₄²⁻, H₂PO₄), piro (P₂O₇⁴⁻) és különböző polifoszfát vegyületek formájában, illetve kisebb mennyiségben szerveranyagokba kötődve található a szennyvizekbe.

A szerves foszfor vegyületek többsége a mosószerekkel kerül a kommunális szennyvizekbe, amelyeknek összes P tartalma jellegzetesen 8-15 g/m³ között változik.

A foszfátok a különböző fém kationokkal kicsapódásra hajlamosak. Ezért, valamint a lebegő szerves szennyezésekhez kötődő szerves P vegyületek miatt a szennyvizek összes és oldott foszfor tartalma jelentősen (20-50 %kal) eltérhet egymástól. A foszfor meghatározás orto foszfát formában a molibdáttal képzett színes vegyület fotometriás mérésével történik. A meghatározás előtt melegen, savas közegben a különböző egyéb P vegyületeket orto-foszfáttá kell alakítani.

A foszfátok környezetszennyező hatása az eutrofizációval kapcsolatos. A felszíni vizek eutrofizációja általában P limitált folyamat, vagyis a rendelkezésre álló foszfor mennyisége "szabályozza" a növényi jellege szervezetek szaporodását. Ez tekinthető viszonylag kedvezőbbnek, szemben a N limitációval. Ez ellen hat, hogy a legnagyobb mennyiségben képződő kommunális szennyvízben a N:P arány csak 3-4:1, miközben a növényi biomasszában ugyanez 7:1. Megfelelő tisztítás hiányában a felszíni vizek eutrofizációjának a limitáltsága megfordulhat, ami a vízminőség további gyors romlását eredményezheti.

1.2.2.4. Toxikus szerves vegyületek

A szerves szennyvíz szennyezők között kiemelt fontosságúak azok, amelyek különösen mérgezőek az élővilágra. Ezeknek a többsége kation (nehézfémek), de található közöttük anion is.

Az anionok közül a cianid (CN⁻), a kromát (CrO₄²⁻) és a fluorid (F⁻) a legjelentősebb, amelyek a felületkezelő- és a bőriparban, valamint pl. az izzólámpagyártás során keletkező szennyvizekben fordulnak leginkább elő. Eltávolításukat közvetlenül a képződés helyén a többi szennyvízzel való összekeveredés előtt célszerű megoldani.

A szennyvizek gyakoribb, bár általában nem nagy koncentrációban jelenlévő szennyezői a különböző nehézfém kationok. Nehézfémek alatt azokat a fémeket értve, amelyeknek a sűrűsége meghaladja az 5 kg/dm³-t. Kationjaik, noha nagyon kis mennyiségben

(nyomelemek) mint enzim aktivátorok esetleg még szükségesek is az élő szervezetek számára, mégis a környezetre igen veszélyes szennyezést jelentenek.

Közülük a WHO (World Health Organisation) ajánlása szerint a legveszélyesebbek a Hg, Cd,

Amely sorrend egyben a veszélyességi sorrendet is jelenti. A nehézfémek toxicitását fokozza, hogy az élő szervezetekben akkumulálódnak, s a fokozatos felhalmozódás miatt már kis koncentráció mellett is jelentős veszélyt jelentenek az élővilágra. Az ún. tápláléklánc révén az alacsonyabb rendű szervezetekben felhalmozódó nehézfémek fokozatosan akár az emberbe is eljuthatnak.

1.2.2.5. Gázok

A nyers vagy tisztított szennyvizekben oldhatóságuktól és e lejátszódó biológiai folyamatoktól függően különböző gázok (O_2 , N_2 , CO_2 , H_2S , NH_3 , CH_4) is előfordulhatnak. Közülük a CO_2 a H_2S és ez NH_3 jól oldódó anyagok, amelyek lényegesen befolyásolhatják a víz pH-ját, alkalitását, de meghatározó jelentőségük van a kialakítandó tisztítási technológiára is. A N_2 gáz inert komponense e szennyvíznek, lényeges hatása nincs a tisztításra, de az esetlegesen mikrobuborék formában felszabaduló N_2 flotáló hatása befolyással lehet az elválasztási műveletekre. Az oldott oxigén az aerob biológiai folyamatok nélkülözhetetlen eleme, amit a felhasználás ütemének megfelelően - mivel az oldhatósága igen kicsi - a tisztítás során folyamatos levegőztetéssel kell biztosítani. Tartós oxigénhiány a szennyvíz berothadásához vezet, ami kellemetlen szagú illó anyagok képződésével jár.

A metán nem eredeti és nem állandó komponense a szennyvizeknek. A szervesanyagok anaerob lebontásának (I. 3.3. fejezet) terméke, ami robbanásveszélyessége miatt érdemel figyelmet.

A felsorolt tényleges gázok mellett a szennyvizek tartalmazhatnak olyan főleg szerves anyagokat is, amelyeknek a forráspontja kisebb $100\text{ }^\circ\text{C}$ -nál és/vagy gőznyomások $25\text{ }^\circ\text{C}$ -on nagyobb 100 Pa -nál. Ezek illó szerves vegyületek (felhasználásukat tekintve leginkább oldószerek), amelyek a tisztítás során gyakran a gázokhoz hasonlóan a levegőbe kerülnek.

1.2.3. A szennyvizek biológiai jellemzői, toxicitási mutatók

A szennyvizek bőséges tápanyagforrásul szolgálnak a különböző mikroorganizmusok számára, ezért bennük nagyszámú és sokféle; főleg egysejtű élő szervezet található.

Ezzel összefüggésben a szennyvíz biológiai jellemzőinek ismerete közelebb vihet bennünket

- a csatornában, a biológiai szennyvíztisztítóban és a felszíni vizekben lejátszódó biokémiai folyamatok megértéséhez,
- a szennyvizekben található patogén szervezetek által okozott veszélyek mérsékléséhez,
- olyan indikátor szervezetek felismeréséhez, amelyek a folyamat biológiai nyomkövetését teszik lehetővé,
- a toxicitás mértékének objektív minősítéséhez.

A szennyvizekben található mikroorganizmusok több csoportba sorolhatók, az egyes csoportokra jellemző biológiai sajátosságok összefoglalása a 2.3 fejezetben található.

A szennyezőanyagok közvetlen lebontásában (biokonverziójában) főleg a baktériumok, kisebb részben a gombák vesznek részt.

A protozoák, mint a baktériumokkal táplálkozó mikroorganizmusok közvetve kapcsolódnak a primer biokonverzióhoz. Amellett, hogy biztosítják a különböző baktériumok közötti

egyensúlyt mint indikátor szervezetek, jelenlétük vagy hiányuk alkalmas a szennyvíz vagy a szennyvíztisztítás állapotának jellemzésére.

A szennyvízben található mikroorganizmusok többsége nem patogén, emberre nem kórokozó, fertőzést nem terjeszt. Ennek ellenére nagyszámban vannak különösen a házi, illetve kommunális szennyvizekben patogén szervezetek. Ezek egyaránt kikerülhetnek a prokarióták (baktériumok ld. 2.3 fejezet), az eukarióták és az önálló életre nem képes vírusok közül. Néhány fontosabb betegséget, járványt okozó; a szennyvizekkel is terjedő mikroorganizmus látható az 1.4 táblázatban.

A patogén szervezetek kimutatása, speciális laboratóriumi feltételeket kíván, ezért a betegséget okozó humán eredetű mikroorganizmusok esetleges jelenlétére könnyebben meghatározható indikátor baktériumok vizsgálatával következtethetünk. Az 1.5 táblázat ezeket a baktériumokat és a kimutatásuk körülményeit foglalja össze.

1.4 táblázat: A kommunális szennyvizekben előforduló néhány kórokozó szervezet.

Mikroorganizmus	Betegség	Tünetek
Baktériumok		
<i>Escherichia coli</i> (enteropatogen)	Gastroenteritis	Hasmenés
<i>Salmonella typhi</i>	Tífusz	Magas láz, hasmenés
<i>Salmonella</i> (kb.1700 féle)	Salmonellaris	Élelmiszer mérgezés
<i>Vibrio cholerae</i>	Kolera	Igen erős hasmenés, kiszáradás
<i>Shigella spp.</i>	Vérhas	Hasmenés
Vírusok		
Adenovírus (31 típus)	Légzési betegség, szemfertőzés	
Enterovírusok (67 típus) (Poliovírus, Echovírus, Hepatitis A, Coxsackie vírus A és B stb)	Gastroenteritis, szívproblémák, meningitis, paralízis, fertőző májgyulladás	
Protozoák		
<i>Balantidium coli</i>	Balantidiasis	Hasmenés
<i>Entamoeba histolytica</i>	Disenteria (Vérhas)	Hasmenés
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis (hegymászó- betegség)	Hasmenés gyomorrontás

1.5 táblázat: A szennyvizek legfontosabb patogén indikátor baktériumai

Indikátor baktérium	Tulajdonságok
Coliform baktériumok (Escherichia, Klebisella, Citrobacter, Enterobacter nemzetségek)	Aerob vagy fakultatív anaerob baktériumok amelyek a laktózt 37 °C-on sav és gázképződés mellett bontják. A Coliformok fekéál eredetűek.
Fecal coliformok	A coliformokhoz hasonló baktériumok amelyek a laktózból 44 °C-on is savat és gázt képeznek.
Fecal streptococcusok	A Streptococcus faecalis és a Streptococcus faecium törzsek a legspecifikusabb tagjai a humán eredetű (némi állati) eredetű szennyezéseknek.
Clostridium perfringens	Anaerob spórás baktérium aminek a jelenléte még fertőtlenítés után is kimutatható
Pseudomonas aeruginosa	Nagymennyiségben fordul elő a szennyvizekben, betegség okozó baktérium.

A szennyezések egy része toxikus hatású lehet az élővilágra, ezen belül a szennyvíz mikroorganizmusaira is. Humán egészségügyi szempontból a hatás lehet:

karcinogén	-	rákkeltő
taratagén	-	megzatkérosító
mutagén	-	a gén rendszerre ható,
allergén	-	allergiát kiváltó, fokozó,
irritáló	-	bőrre ható.

A toxicitás mértéke függ:

- a toxikus anyag minőségétől és koncentrációjától
- az élő szervezettől (a különböző szervezetek ezen belül fajok érzékenysége egy adott mérgező anyagra igen eltérő lehet)
- a környezeti feltételektől (hőmérséklet, pH, más anyagok jelenléte stb.)

1.3. A SZENNYVIZEK ÖSSZETÉTELE, MENNYISÉGE

A szennyvíz képződés - kivéve a folytonos ipari gyártástechnológiákból származókat - olyan folyamat, melyet csak a matematikai statisztika módszerével lehet jellemezni. Még egy adott területről összegyűjtött szennyvíz mennyisége és minősége is szezonálisan, a naptól és a napszaktól függően erősen ingadozik. Ugyanez különböző területek (falu, város, nagyváros, az ipar aránya és jellege) összehasonlításában még további eltéréseket mutathat. Ez az oka, hogy bár léteznek közelítő szabályok a szennyvíz mennyiségének és minőségének becslésére, de az így számított értékektől a valóság igen gyakran lényegesen eltér. Az eltérések leggyakoribb okai:

1. Az ipari szennyvíz eltérő aránya és a házi szennyvizekétől lényegesen eltérő koncentrációja és összetétele (pl. sokszor tápanyag hiányosak, a szokásosnál magasabb a szervesanyag tartalmuk, több bennük a toxikus anyag, a hőmérsékletük melegebb stb.)
2. A lakossági szokások (pl. a háztartási hulladék egy része is, különösen üdülőhelyeken a szennyvízbe kerül, máshol a vízfelhasználási szokások térnek el az átlagtól, stb.)
3. A csatornarendszer állapota, illetve rendszere. Az egyesített rendszerű csatornában a csapadék bekerülés miatt az időjárástól függően igen nagy hidraulikai terhelési csúcsok jelentkezhetnek. Az elválasztott rendszemét a csatorna elhanyagolt állapota, vagy illegális rákötések miatt a szennyvíz mennyiségét az infiltráció és a szabálytalan csapadékvíz bevezetések időszakosan jelentősen megnövelhetik (akár 400-600 %- kal is).
4. A település nagysága. Minél kisebb a település annál nagyobb a szennyvíz mennyiség időbeli ingadozása.

Mindezek miatt e szennyvizek mennyiségének és összetételének vizsgálatánál a mérések gyakorisága, illetve az eredmények órai, napi vagy szezonális változásának ismerete legalább annyira fontos a technológus számára, mint egy-egy mintában a jellemző komponensek pontos koncentráció értéke.

1.3.1. Házi szennyvizek

A házi szennyvíz mennyiségét és várható szennyezőanyag tartalmát az egy lakosra jutó hányaddal az ún. lakosegyenértékkel (LÉE) szokás megadni. A LÉE kifejezi, hogy adott területen mennyi az egy lakosra jutó napi ivóvízfogyasztás és/vagy szennyvízképződés, illetve szennyezőanyag kibocsátás.

Konkrét mérési eredmények hiányában az ivóvízfogyasztásból lehet a szennyvíz várható mennyiségét megbecsülni. Ilyenkor azonban figyelembe kell venni hogy:

- különösen nyáron a lakosság nagymennyiségű ivóvizet használ öntözésre, ezért a tavaszi, őszi eleji fogyasztási adatok a legrealisabbak.
- a csatorna állapotától és rendszerétől függően különböző mennyiségű talajvíz (infiltráció) vagy csapadékvíz hígíthatja a szennyvizet,
- a felhasznált ivóvíznek körülbelül 10 %-ából nem keletkezik szennyvíz,

Az egy lakosra jutó vízfogyasztásra a település jellege, illetve a lakosok szokásai vannak legnagyobb hatással. Magyarországon az egy lakosra jutó vízfogyasztás 1992-ben

nagyvárosban (50.000 lakos fölött):

kisvárosban (10-50.000 lakos között):
 kistelepülésen (10.000 lakos alatt):

között változott. A 90-es években a vízfogyasztás jelentős csökkenését lehet tapasztalni, ami egyértelműen a vízár növekedésére vezethető vissza.

A háztartásokból származó szennyvíz átlagos szervesanyag tartalma egy főre vetítve (azaz a LEÉ) 60 g BOI₅. Üdülőövezetben vagy magasabb életszínvonalú lakosság esetén ez 80-100 g BOI₅ re is megnövekedhet, míg kisebb településeken a 40-50 g BOI₅ is előfordulhat.

A szervesanyag mellett a szennyvíz összes nitrogéntartalma (LEÉ-ben) 6-10 g TKN, illetve a foszfor kibocsátás jellegzetesen 1,5-3 g P között változik.

A szennyezések jelentős része lebegő formában található a vízben. Az átlagos lebegőanyag kibocsátás lakosegyenértékben 60-100 g/d.

1.3.2. Kommunális szennyvizek

Ha a házi szennyvizekhez ipari szennyvíz keveredik, a mennyiségi és szennyezőanyag kibocsátási viszonyok mér csak a konkrét eset elemzésével határozhatók meg. A különböző iparok (élelmiszer, vegyipar stb.) szennyvíz és szennyezőanyag kibocsátása rendkívül különböző, de még azonos iparágon belül is, a technológiától a technológiai fegyelemtől függően lényeges különbségek mutatkozhatnak.

A táblázatban a Magyarországon a kommunális szennyvizekre leginkább jellemző szennyezőanyag koncentrációk láthatók.

1.6.táblázat A kommunális szennyvizek jellemző szennyezőanyag koncentrációi

	Koncentráció [g/m ³]		
	Erősen szennyezett	Átlagos	Híg
A szennyezőanyag koncentrációt leginkább befolyásoló hatás	Jelentős ipari szennyező	--	infiltráció (talajvízből)
KOI _{Cr}	1000-1500	600-800	400-600
BOI ₅	500-750	300-400	200-300
TKN	40-80	45-70	35-50
NH ₄ ⁺ -N	30-70	30-60	30-40
NO ₂ ⁻	-	-	-
NO ₃ ⁻	-	-	-
Foszfor (összes)	12-20	10-15	6-12
szerves	3-5	3-4	2-3
szervetlen	9-15	7-11	4-9
Lebegőanyag	300-900	300-500	200-400
SZOE	50-100	30-60	20-40
Szárazanyag(TS)	1200-1800	800-1000	550-800

Ugyanilyen vizekben a biológiai szennyezés mértékét, illetve a patogének fertőzőképességét az 1.7.táblázat mutatja.

1.7.táblázat: A kommunális szennyvizek fontosabb biológiai szennyezői

Organizmus	Koncentráció [sejt/ml]	A fertőzéshez szükséges egyedszám [sejt]
Total coliform	10^5-10^7	-
Fecal coliform	10^4-10^6	-
Fecal streptococci	10^3-10^4	-
Enterococci	10^2-10^3	-
Shigella spp.	< 1	$10-10^2$
Escherichia Coli	<	$10-10^2$
Salmonella	$1-10^2$	-
Salmonella typhi	< 1	10^2-10^3
Pseudomonas aeruginosa	$10-10^2$	-
Clostridium perfringens	$10-10^3$	-
Yersinia pseudotuberculosis	< 10^3	> 10^6
Mycobacterium tuberculosis	< 1	10^2
Protozoa	$10-10^3$	
Enterovirus	$10-10^2$	

1.3.3. Ipari szennyvizek

Az ipar vízfogyasztásának túlnyomó részét (fejlett ipari országokban mintegy 60-75 %) azok az ágazatok képviselik, ahol a fajlagos vízigény nagy, de viszonylag csekély a szennyezőanyag kibocsátás: hőerőművek, bányászat.

A magyar ipar összes frissvíz igénye $4,8 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$. A hűtővízmennyiség levonása után ebből $860 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{év}$ marad, melynek számottevő része szennyeződik. Mintegy $283 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{év}$ mennyiség igényel kifejezetten tisztítást. Az 1991-es állapot szerint e mennyiség mintegy 50 % - a mechanikai, 25 % - a biológiai, 20 % - a kémiai kezelést kap.

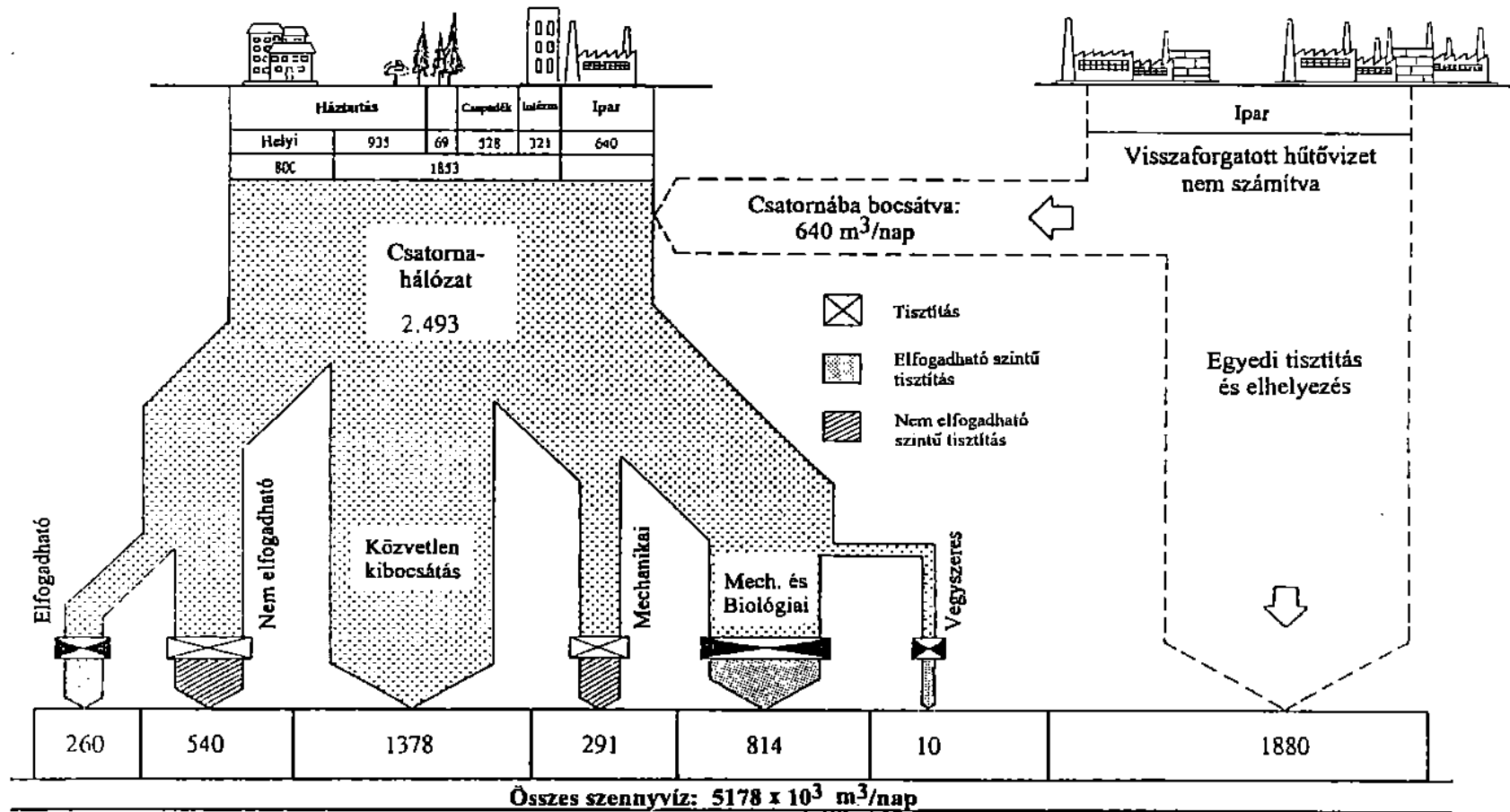
Az előző két fejezetpontban is szerepeltetett szennyvízforrások egyesített mennyiségi megoszlása látható az 1.9. ábrán, mely egyben a közműhálózattal kapcsolatot és a tisztítás mértékét, módszereinek megoszlását is szemlélteti.

Az iparágak viszonylagos súlyának megítéléséhez nincs elegendő ill. jellemző hazai adat. A szennyvízkibocsátás mennyiségi megoszlásának tekintetében jellegzetesnek tekinthető Németország példája:

Vegyipar	$3,8 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$
Bányászat	$2,1 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$
Vasipar	$1,5 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$
Papír-cellulózipar	$0,77 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$
Élelmiszeripar	$0,5 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$
Kőolajfeldolgozás	$0,39 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$
Textilipar	$0,31 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$
Járműipar	$0,24 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$
Villamosági ipar	$0,10 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$

Megjegyzendő, hogy a legfontosabb ágazatok összes vízfogyasztása kevesebb mint az energiaipar- és bányászat egyharmada.

SZENNYVÍZTERMELÉS, TISZTÍTÁS ÉS ELHELYEZÉS MAGYARORSZÁGON 1991 - BEN



1.9. ábra: Magyarország szennyvizei

Az ipari tevékenységgel összefüggő környezetvédelmi költségekből a szennyvíztisztítás jó közelítéssel 50 %-ban részesül Németországban. Ez egyaránt jellemző a beruházási- és üzemköltségekre is. Alapvetően más a helyzet azonban, ha ezek időbeli alakulását nézzük.

Az éves beruházási költségek a hetvenes évekbeli maximum után hosszabb idő óta egy egyensúlyi értéket látszanak közelíteni. Az állandó ütemben üzembe helyezett újabb és újabb környezetvédelmi, ill. szennyvíztisztító létesítmények üzemköltség összege viszont egyenletesen nő, és jelenlegi mértéke mintegy hatszorosa az évi beruházási költségigénynek.

Az ipari eredetű szennyező komponensek tekintetében alapvetően ugyanazokat a kategóriákat kell használnunk, mint általában - azaz az alábbiakat - közelítően fontossági sorrendbe állítva:

- szervesanyag (BOD₅, KOI, TOC, LEÉ)
- tápkomponens tartalom (N, P, K stb. vegyületek)
- nehézfémek, ill. egyéb toxikus vegyületek.

Talán kiemelhető a szervesanyagokon belül a zsírok-olajok (szerves oldószerextrakt) csoportja, mely egyes ipad szennyvizekben (kőolajfeldolgozó ipar, állati termékfeldolgozás, gép- és gépjármű mosóvizek) a házi szennyvizekéhez képest nagyobb koncentrációban van jelen, másrészt ökológiai-, és a szennyvíztisztítási eljárások hatékonyságára tett kedvezőtlen befolyása jelentős.

Feltétlenül kiemelt szerepet érdemel a felsorolt fontosabb iparágak szennyvízkibocsátásának viszonylag kis hányadát adó élelmezési ipar. Ennek egyik oka a kiemelkedően nagy szervesanyagtartalom. Nyilvánvalóan ennek köszönhetően a legmagasabbak között van az egységnyi termelési értékre vonatkoztatott szennyezőanyag kibocsátási-, ill. szennyvízkezelési költségigény is.

A magyarországi helyzetet jellemzi, hogy durva közelítésként elfogadható: az élelmezésiipar szervesanyag kibocsátása a házi szennyvizekben levőnek több mint a fele. Az élelmezésiipar mellett jelentős szennyezés kibocsátó a papír- és cellulóz feldolgozó ipar és a vegyipar.

A papíripar viszonylagosan egységes nyersanyag- és feldolgozás-technikája lehetővé teszi a szennyvizek szervesanyag-koncentráció tartományának jellemzését. Tipikus BOD₅ koncentrációk: 1,5-4 kg/m³; míg a KOI értékek 3-10 kg/m³ között vannak.

Nyilvánvaló, hogy a vegyiparra hasonlóan egyértelmű jellemzők nem illeszthetők; átlagban azonban a szennyezettségük mértéke számottevően elmarad az élelmezési- és papíriparétól.

Az élelmezésiipar tekintetében fontos hangsúlyozni, hogy a szennyező-komponensek az állati- vagy növényi nyersanyag- ill. a termék összetételével lényegében azonosak;

azoknak a mosás, tisztítás, áztatás, elcsurgatás stb. során eltávozott veszteségeit tartalmazzék.

Különösen érzékletes az élelmezésipari technológiák, ill. termékek potenciális vízszennyező hatásának e folyékony élelmiszerek összetételének szennyvízminőségi jellemzőivel történő bemutatása. Az 1.8. táblázat a termékeken kívül néhány fontosabb folyékony hulladékra vonatkozó adatot is tartalmaz.

1.8. táblázat: Folyékony élelmiszerek és egyes hulladékaik szennyezettségi jellemzői (koncentrációk kg/m³-ben)

	pH	BOI ₅	KOI	TOC	LEÉ/m ³
Teljes tej	6,8	114	183	70	1900
Sovány tej	6,7	91	147	62	1520
Fanta	2,7	73	150	43	1220
Coca-Cola	2,35	45	155	44	750
Körte nektár	3	55	184	64	920
Sör	4,5	103	150	49	1720
Fehér bor	3,4	85	237	58	1420
Konyak	3,8	346	635	145	5770
Sertésvér		200			3330
Melasz desztillációs maradék	4,5	10-20	60-80		250
Söripari hulladékélesztő		180			3000
Halfeldolgozási présvíz		30			500
Gyapjúmosóvíz		6	25		100
Borsóáztatóvíz		22	29	10	370

Az élelmezésipari szennyvizek két kategóriáját célszerű határozottan elkülöníteni.

A **szacharidtartalmú** szennyvizek (keményítő; cukorszármazékok) biológiailag közvetlenül jól bontható, ill. lebegőanyag formából viszonylag könnyen hidrolizálható szervesanyagot tartalmaznak. Fő csoportjaik a sör-, alkohol-, keményítő- és burgonya-feldolgozó ipari vizek. A felsorolás sorrendje egyben az (anaerob) biológiai tisztítás alkalmazási volumenének sorrendjét is mutatja.

A főleg **zsír- és/vagy fehérjetartalmú** szennyvizek a vágóhidakról, baromfifeldolgozó üzemekből növényolaj-margarin gyárakból ill. gyapjúmosó-üzemekből származnak. Ezek esetében sokszor hatékony a fizikokémiai előkezelés. Ezzel egyrészt kivédhető e zsírtartalom biológiai tisztítást gátló hatása, másrészt a - még nem ammonifikálódott - fehérjék kicsapásával jelentős tápkomponens - (főleg N) tartalom távolítható el. Fontos megjegyezni, hogy a vízminőségvédelmi előírások legtöbbször csak a fiziko-kémiai előkezelést követő biológiai tisztítással teljesíthetők.

A mezőgazdaság szennyvízjellegű hulladékai közül az állati trágyák jelentenek igen súlyos környezeti terhelést.

Jellemzésükre kiválasztottuk a Magyarországon is legjellemzőbb marha (fejőstehén) sertés, ill. tyúktrágya szennyezettségi mutatóit, amelyek egyben az állattartó telep kapacitásával, ill. az állomány nagyságával is kapcsolatba hozhatók. Az állattartó telepek környezetterhelését főleg a német szakirodalomban marha-egyenértékre (ME) vonatkoztatják, ami egyszerűen az állomány 500 kg-nyi élősúlyát jelenti. Az 1.9.táblázat mind az állattartótelepek fajlagos szennyezőanyag kibocsátását mind pedig a trágya tipikus összetételét bemutatja. Az adatok a már Magyarországon is tért hódító víztakarékos tartási technológiára vonatkoznak.

1.9.táblázatf *Állattartó telepek szennyező kibocsátása, és a trágyák jellegzetes összetétele.*

KIBOCSÁTÁS:	Marha	Sertés	Tyúk
Kg trágya+vizelet/kg élősúly d	9	6	10
kg szervesanyag/ME, d	3,8	2,5	8,5
kg BOI ₅ /ME, d	0,68	1,1	2,0
kg KOI/ME, d	5	2,8	4,4
LEÉ/ME	11,3	18,3	33,3
kg N/ME, év	88	84	200
kg P2O5/ME, év	44	63	175
kg K2O/ME, év	110	35	100
ÖSSZETÉTEL:			
Száranyag TS %	10	7,5	25
BOI ₅ , kg/m ³	15	30	40
KOI, kg/m ³	115	75	125

1.4. A szennyvízképződés, és időbeli változása

A szennyvíztisztító telep tervezése és üzemeltetése szempontjából a szennyvízképződés jelentős időbeli ingadozása (mennyiségi és minőségi egyaránt) jelenti az egyik legnagyobb problémát. A szennyvíz mennyisége és minősége általában

- szezonálisan,
- naponta és
- a napoktól függően változik.

A mennyiségi és minőségi változás iránya gyakran nem egyezik meg, illetve a változás nagysága eltérő (Id. 1.10. és 1.11. ábrák). A szezonális ingadozás általában az ipari szennyvizekkel tarhall kommunális vizekre jellemző, de az ipar részben oka a napi vagy esetlegesen a heti ingadozásnak is. Az órai változásokra jelentős hatása van a lakossági vízfogyasztásnak is.

Az időegység alatt keletkező szennyvíz mennyisége (Q) és a szennyezőanyag koncentráció szorzata jelenti a szennyvíztisztító terhelését (B). Ennek ingadozása különösen ipari szennyvíz tisztításánál olyan nagy lehet, hogy kiegyenlítő medencét kell alkalmazni. A szükséges kiegyenlítő medence térfogat számítását szemlélteti az 1.12. ábra.

A folytonosan változó koncentráció és térfogati terhelési adatok statisztikai jellemzésére többféle módszer használatos.

Egyszerű matematikai átlag, kiegészítve a minimum, maximum értékekkel.

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i \quad 1.10.$$

ahol: \bar{y} = matematikai átlagérték,
 n = a mérések száma,
 y_i = az adott időponthoz tartozó érték,

Súlyozott matematikai átlag, kiegészítve a minimum, maximum értékekkel

$$y_w = \frac{\sum_{i=1}^n y_i Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad 1.11.$$

ahol: y_w = a térfogatáramra súlyozott matematikai átlagérték,
 Q_i = az i-edik mérés ideje alatt mért térfogatárammal súlyozott átlagérték.

Az eloszlásfüggvény, a hozzátartozó standard szórás és a különböző tartóssági értékek. Az eloszlásfüggvény (1.13.ábra) kifejezi, hogy nagyszámú mérésből egy adott érték és az adott értéknél kisebb értékek együttesen hány százalékos valószínűséggel fordulnak elő, mennyi az adott érték tartóssága. Ugyanez, de másképpen megfogalmazva: Adott százalékos (általában 10, 50, 90, 95, 99 %) valószínűségi előfordulási gyakorisághoz, (adott tartóssághoz) milyen koncentráció (vagy térfogatáram) rendelhető.

Az egyszerű matematikai átlaghoz tartozó tartósság 50 %-os, ami azt jelenti, hogy 50 % annak a valószínűsége, hogy a szennyvíz adott jellemzője a matematikai átlagértéknél kisebb, illetve azzal egyenlő legyen.

A mért értékek átlagtól való eltérésének a jellemzésére a szórás (standard deviáció, SD) használatos:

$$SD = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\bar{y} - y_i)^2}{n - 1}} \quad 1.12.$$

ami százalékban kifejezve;

$$SD[\%] = \frac{\pm SD \cdot 100}{y}$$

1.13.

hasonló jelentésű a 90, 95 és 99 %-os tartósságú értékek átlagtól való eltérése vagy az átlaghoz viszonyított aránya. A tartóssági mértékek pontos meghatározását az eloszlásfüggvény valószínűségi (probit) diagramon való ábrázolása (Id. 1.14. ábra) lényegesen leegyszerűsíti.

A szennyvíztisztító tervezésénél előre meg kell határozni azt a tartósságot (általában 95, 99 %), amely mellett a tisztításnak az elvárt eredményt még biztosítani kell. A szennyvíztisztítási gyakorlatban atka az az eset, hogy 100 %-os tartósságra történne a tervezés, vagyis emiatt az 1-5 valószínűséggel előforduló, az átlagtól lényegesen eltérő, annál nagyobb terheléseknél a telep szintén 1-5 %os valószínűséggel nem lesz képes minden paramétere vonatkozóan az elvárt eredményt. biztosítani.

A szennyvíztisztításnak ezt a tervezés szempontjából statisztikus vontokozását az Európai Közösség szabályozásában az ún. 4/5-ös szabállyal veszik figyelembe. A szabály értelmében a tisztított szennyvíz minősége 5 mintavételből négyszer kell, hogy kielégítse a vízminőségvédelmi rendelet szerinti határértékeket (természetesen az ötödik esetben sem haladhatja meg lényegesen azokat).

2. A szennyvíztisztítás alapfogalmai

2.1. Vizes közegű kémiai egyensúlyok

Az előző fejezetben áttekintett szennyező anyagok jelentős része a vízben oldott állapotban van jelen. A szennyvíztisztítás tehát alapjában véve felfogható úgy, mint bizonyos komponensek kivonása, eltávolítása az oldószerből. E megközelítés szellemében fontosnak tartjuk a víz, mint oldószer tulajdonságainak, valamint a vizes közegben alapfolyamatok áttekintését.

A víz talán legfontosabb minőségi jellemzője kémhatása, illetve ezt kifejező pH-értéke. A pH gyakorlatilag meghatározza az alkalmazható technológiák körét (pl. biológiai folyamatok csak semleges - pH 7 körüli - tartományban játszódnak le), ezért ebben a fejezetben alaposan áttekintjük a vizes közegben lejátszódó sav-bázis egyensúlyokat, különös tekintettel a szénsav/karbonát rendszerre, amely mind a természetes vizek, mind a szennyvizek pH-ját jelentősen befolyásolja.

Ugyancsak kiemelten tárgyaljuk az oldhatósági egyensúlyokat, amelyek egyes (pl. nehézfém-tartalmú) szennyvizek vegyszeres kezelésének alapját képezik. Részletesen áttekintjük az oldhatóságot befolyásoló egyéb komponensek hatását. A szennyvíz ugyanis mindig tartalmaz olyan szerves anyagokat, amelyek komplex vegyületek képzésén keresztül megváltoztatják az oldhatósági viszonyokat, így sok esetben bizonyos komponensek - elsősorban fém-ionok - mért koncentrációja az elméleti - tiszta vízben meghatározott - érték többszöröse is lehet.

A víz fizikai és kémiai tulajdonságait sajátos molekulaszervezete határozza meg. A vízmolekula két, úgynevezett nem kötő elektronpárral rendelkezik, ami dipólusos jelleget kölcsönöz neki. Ennek köszönhető, hogy nagy a dielektromos állandója és a benne oldott elektrolitok (pl. sók) nagymértékben ionjaikra disszociálnak.

Ugyancsak a molekulaszervezet következménye, hogy a vízmolekulák egymás között másodlagos kötések, úgynevezett H-híd kötések hozhatnak létre. Ezek a kötések jelentős mértékben befolyásolják a víz fizikai, fizikai-kémiai tulajdonságait, amelyeket a 2.1. táblázatban foglaltunk össze.

2.1. táblázat A víz néhány fontosabb jellemzője

Paraméter	Érték	Megjegyzés
Viszkozitás	$1,0019 \cdot 10^{-3}$ Pas	20°C
	$3,57 \cdot 10^{-4}$ Pas	80°C
Felületi feszültség	72,53 mJ/m ²	20°C
	62,3 mJ/m ²	80°C
Permittivitás	80,5	20°C
	61,5	80°C
Mol fagyáspontcsökkenés	1,86 °C/mol	
Mol forráspontemelkedés	0,513 °C/mol	
Hőtágulási együttható	0,00018 m ³ /m ³ K	

A cseppfolyós vízben a H-híd kötések kialakulása lehetővé teszi, hogy a kis tömegű és nagy mozgékonyaságú proton könnyen átlépjen egyik molekulából a másikba.

Ez a magyarázata a víz amfoter jellegének: vagyis egyaránt képes leadásra és felvételre. A víz nemcsak oldószer, de sok esetben reakciópartner is. A vizes közegben lejátszódó reakciók (protolitikus és redox folyamatok) iránya az esetek nagy többségében megfordítható: egyensúlyra vezetnek.

A kémiai egyensúly feltétele az, hogy a két ellentétes reakció sebessége megegyezzen, vagyis ha az alábbi általános egyenletet tekintjük, egységnyi idő alatt ugyanannyi C és D anyag keletkezzék, mint amennyi elbomlik.



Egyensúly esetén a reakcióban keletkezett termékek egyensúlyi aktivitásának a sztöchiometriai együtthatóknak megfelelő hatványon vett szorzata, osztva a kiindulási anyagok sztöchiometriai együtthatóinak megfelelő hatványon vett szorzatával állandó hőmérsékleten és nyomáson állandó érték. Ez a tömeghatás törvénye, melyet a fenti általánosított reakcióegyenletre a következőképpen írhatunk fel:

$$K_a = \frac{a_C^{m_1} a_D^{m_2}}{a_A^{n_1} a_B^{n_2}} \quad (2.2.)$$

ahol: K_a - az egyensúlyi állandó
a - az egyes komponensek aktivitása

Az egyes oldott komponensek aktivitását a következőképpen fejezhetjük ki:

$$a_i = y_i \cdot c_i \quad (2.3.)$$

ahol: a_i - az i-dik oldott komponens aktivitása (mol/l)
 c_i - az i-dik oldott komponens koncentrációja (mol/l)
 y_i - az i-dik oldott komponens moláris aktivitási
koefficiense

Az aktivitási koefficiensek kísérleti meghatározása során általában nem tudjuk különválasztani a disszociált ionpárok aktivitási koefficienseit, így legtöbbször átlagos ionaktivitási koefficiensről beszélünk, amely így nem ionokra, hanem az egész oldatra, elektrolitra vonatkozik. Egy elektrolit átlagos ionaktivitási koefficiense az egyes ionok aktivitási koefficiensének geometriai átlagaként definiálható. Az A_nB_m anyag disszociója során az elektrolit átlagos ionaktivitási koefficiense

$$y_{\pm} = \sqrt[n+m]{y_A^n y_B^m} \quad (2.4.)$$

lesz.

Az egyes oldott komponensek moláris aktivitási koefficiensei az oldat ionerősségétől függenek, melyet az alábbi egyenlet definiál:

$$I = 1/2 \sum c_i z_i^2 \quad (2.5.)$$

ahol: z_i - az i-dik komponens ionjainak töltése

Az összegzést az összes oldott komponens ionjaira el kell végezni. Mivel az ionok töltésszáma dimenziómentes az ionerősség dimenziója mindig (mol/l).

Az ionerősség és az átlagos ionaktivitási koefficiens összefüggést híg (0,01 mol/l-nél kisebb koncentrációjú) oldatokban a Debye-Hückel törvény, koncentráltabb oldatokban pedig a törvény módosított formája adja meg.

A Debye-Hückel elmélet alapját az a feltevés képezi, hogy minden oldott iont egy ellentétes töltésű ionokból álló ellenion-felhő vesz körül, melyben az ionok helyzete kötetlen és előfordulási valószínűségük kizárólag a távolság függvénye. Ha az oldat nagyon híg ($c < 0,01$ mol/l), így az ellenion-felhő sugara az egyes ionok sugaránál jóval nagyobb, minden egyes ion pontszerű töltésként fogható fel. Ez esetben az átlagos ionaktivitási koefficiens a következőképpen számítható:

$$\log_{10} \gamma_{\pm} = -Az_1 z_2 I^{1/2} \quad (2.6.)$$

ahol: z_1 és z_2 - az oldatban lévő ionok töltése, melyekre γ_{\pm} - t számítjuk.

I - az ionerősség melyet a 2.5. egyenlettel számolhatunk.

Az A tényező értéke az alábbi egyenlettel számítható:

$$A = \frac{1,825 \cdot 10^6}{(\epsilon T)^{3/2}} \quad (2.7.)$$

ahol: ϵ - az oldószer (víz) dielektromos állandója

T - a hőmérséklet (K)

0,01 mol/l-nél töményebb oldatokban a 2.7. egyenlet további módosítására van szükség:

$$\log_{10} \gamma_{\pm} = \frac{Az_1 z_2 I^{1/2}}{1 + B\delta I^{1/2}} + BI \quad (2.8.)$$

ahol: δ - az a legkisebb távolság amennyire az oldott ionok egymást megközelíthetik (A)

B - a kisozási koefficiens (mol/l)

B értékét a következőképpen számíthatjuk:

$$B = \frac{50,3}{(\varepsilon T)^{1/2}} \quad (2.9.)$$

Gyakorlati számításokban az egyes komponensek aktivitása helyett azok koncentrációját használhatjuk, amit szögletes zárójelekkel jelölünk:

A 2. egyenlettel megadott egyensúlyra:

$$K_c = \frac{[C]^{m_1} [D]^{m_2}}{[A]^{n_1} [B]^{n_2}} \quad (2.10.)$$

Kémiai egyensúly esetén állandó hőmérsékleten és nyomáson a részt vevő anyagok bármelyikének aktivitását (ill. koncentrációját) megváltoztatva az egyensúly olyan irányba tolódik el, hogy a (2.2.) egyenlet szerinti egyensúlyi állandó értéke helyre álljon. Ez az alapelv, a legkisebb kényszer elve (Le Chatelier - Braun elv) a természetben mindenütt érvényes, nemcsak kémiai, hanem fizikai egyensúlyokra is alkalmazható.

2.1.1. Sav-bázis egyensúlyok

Vizes közegben az alapvető egyensúlyi folyamat a víz alábbi egyenlet szerinti disszociációja:



Az egyensúlyi állandót (az egyszerűsített disszociációs egyenletet használva: a $H_2O \leftrightarrow H^+ + OH^-$ következőképpen fejezhetjük ki:

$$K_a = \frac{[H^+][OH^-]}{[H_2O]} \quad (2.12.)$$

Értéke 25 °C-on 1,8·10⁻¹⁶ mol/l. Tiszta vízben vagy vizes oldatokban a víz koncentrációja 55,5 mol/l és gyakorlatilag állandónak tekinthető. Behelyettesítve ezt az értéket [H₂O] helyére, a víz ionszorzatát kapjuk:

$$K_v = [H_2O]K_a = [H^+][OH^-] = 55,5 \cdot 1,8 \cdot 10^{-16} = 10^{-14} \quad (2.3.)$$

Bevezetve a pH fogalmát, amely a hidoxióniumion koncentráció negatív logaritmus (pH = -log[H⁺]) a (2.13.) egyenlet logaritmálásával az alábbi összefüggéshez jutunk. (A pH-hoz hasonlóan a pOH a hidroxidion koncentráció negatív logaritmus.)

$$pK_v = pH + pOH = 14 \quad (2.14.)$$

Tekintve, hogy a (2.11) egyenlet szerint a disszociáció következtében keletkező hidroxid és hidroxónium ionok koncentrációja megegyezik, így a kémiailag tiszta víz pH-ja 7. Az általános, (Brönsted-féle) sav-bázis elmélet értelmében savaknak tekintjük mindazokat a molekulákat, vagy ionokat, amelyek proton leadására hajlamosak, bázisoknak pedig azokat, amelyek protont tudnak megkötni. Az ilyen sav-bázis rendszerekben az egymáshoz kapcsolt sav-bázis párt konjugált, vagy korrespondáló sav-bázis párnak nevezzük. A konjugált sav-bázis pár mellett mindig van jelen proton is, amely vizes oldatban egy vízmolekulához kapcsolódik, hidroxóniumiont képezve. Bár a protonok magányosan nem létezhetnek, az egyenletek felírásánál a továbbiakban az egyszerűsített $[H^+]$ jelölést használjuk. Mivel a szennyvíztisztítás gyakorlatában kizárólag vizes oldatokkal találkozunk, növelhetjük a közhasználatos, az adott vegyületek vízzel szemben tanúsított viselkedésén alapuló sav-bázis megkülönböztetését. Savanyú oldatoknak nevezzük azokat az oldatokat, amelyeknél, a pH 7-nél kisebb, lúgos kémhatásúaknak pedig azokat, melyek pH-ja 7-nél nagyobb.

A savak és bázisok erősségét aszerint határozzuk meg, hogy disszociációjuk lúg vizes oldatban milyen mértékű. Erős savakról (HCl , H_2SO_4 , HNO_3) és erős bázisokról (KOH , $NaOH$) beszélünk, ha a disszociáció gyakorlatilag száz százalékos. Gyenge savak és bázisok esetén a disszociáció nem teljes, tehát az illető anyag koncentrációján túl a disszociációs állandó határozza meg. Általánosítva, a disszociációs állandót a következőképpen fejezhetjük ki, H_iA többértékű gyenge sav esetére:

$$K_d = \frac{[H^+][A^{i-}]}{[H_iA]} \quad (2.15.)$$

A disszociációs egyensúly mellett mindig felírható a disszociáció anyagmérlege. A sav - mérhető - összkoncentrációja felírható a disszociált és a disszociálatlan formák koncentrációjának összegeként:

$$C_a = [H_iA] + [H_{i-1}A^-] + \dots + [A^{i-}] \quad (2.16.)$$

Hasonlóképpen a gyenge bázisok tömeghatástörtje és anyagmérlege is felírható:

$$K_d = \frac{[B_i][OH^-]^i}{[B(OH)_i]} \quad (2.17.)$$

$$C_B = [B(OH)_i] + [B(OH_{i-1})^-] + \dots + [B^{i-}] \quad (2.18.)$$

Az ugyancsak minden egyensúlyi rendszerre felírható töltéssemlegesség (elektroneutralitás) elve alapján, a pozitív és negatív töltések egyenlőségét kifejező egyenlet az alábbi formát ölti

$$\sum_{k=1}^n (i [C_k^{i+}]) = \sum_{k=1}^n (j [A_k^{j-}]) \quad (2.19.)$$

ahol: C_k^{i+} - az i pozitív töltésű kationok moláris koncentrációja (mol/l)
 A_k^{j-} - a j negatív töltésű anionok moláris koncentrációja (mol/l)

A disszociációs állandót kifejező tömeghatástörteket és a disszociáció anyagmennyiségét egy többkomponensű egyensúlyi rendszer minden tagjára külön-külön felírva és azokat a töltésemlegesség elvén alapuló egyenlettel kiegészítve egyenletrendszert kapunk, melynek megoldásával bármilyen bonyolult egyensúlyi rendszer pH-ja elvileg kiszámítható.

A többértékű gyenge savak és bázisok disszociációja fokozatosan, több lépcsőben megy végbe. Általános szabály, hogy legnagyobb mértékű az első lépés szerinti disszociáció, míg a további lépések esetén a disszociációs egyre kisebb érték.

Egyes gyenge savak és bázisok disszociációs állandóit a 2.2. táblázat tartalmazza.

2.2. táblázat Gyenge savak és bázisok disszociációs állandói

Sav / bázis	Disszociációs állandó (mol/l)	Hőmérséklet (°C)
Ecetsav	$1,75 \cdot 10^{-5}$	25
Propionsav	$1,4 \cdot 10^{-5}$	25
Vajsav	$1,48 \cdot 10^{-5}$	25
Tejsav	$1,38 \cdot 10^{-4}$	25
Szénsav	$K_1 = 3,5 \cdot 10^{-7}$	18
	$K_2 = 4,4 \cdot 10^{-11}$	25
Kén-hidrogén	$K_1^* = 9,1 \cdot 10^{-8}$	18
	$K_2^* = 1,2 \cdot 10^{-15}$	—
Foszforsav	$K_1^* = 1,1 \cdot 10^{-2}$	18
	$K_2^* = 7,5 \cdot 10^{-8}$	18
	$K_3^* = 4,8 \cdot 10^{-13}$	18
Ammónium-hidroxid	$1,8 \cdot 10^{-5}$	

A szennyvíz komponensei között gyakran találkozunk gyenge savakkal (pl. illékony zsírsavak, szénsav, H_2S) illetve gyenge bázisokkal (pl. ammónia). Emellett mindig jelen vannak erős bázisok és erős savak, így a szennyvíz felfogható olyan többkomponensű rendszernek, amelyben egyes nem-ionos szerves anyagok mellett gyenge savaknak erős bázisokkal, illetve erős savaknak gyenge bázisokkal alkotott sói oldott állapotban vannak jelen. Az ilyen rendszerek általában kisebb-nagyobb mértékű pufferkapacitással jellemezhetőek, vagyis pH-juk állandó marad, vagy csak kismértékben változik, ha korlátozott mennyiségű savat vagy lúgot keverünk hozzájuk.

A legegyszerűbb pufferoldatok valamilyen gyenge savat és annak saját (pl. $CH_3COOH + CH_3COONa$) vagy gyenge bázist és annak sóját ($NH_3 + NH_4Cl$) tartalmazzák. A pufferoldatok pH-ja a koncentrációtól (bizonyos tartományban) nem, csak az adott sav és só, vagy a bázis és só koncentráció arányától függ, a pufferkapacitás ellenben koncentrációfüggő. Pufferkapacitásnak tekintjük valamely 1 N erős savnak vagy bázisnak azt a cm^3 -ben kifejezett térfogatát, mely egységnyi pH változást idéz elő 1 liter pufferoldatban.

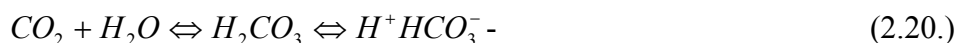
Néhány fontosabb pufferoldat összetételét és pH-j t a 2.3.táblázat tartalmazza.

A különböző szennyvizek minőségi vizsgálatában elterjedten alkalmazott, a pufferkapacitáshoz hasonlóan meghatározható mérőszámok a lúgosság (alkalitás) és a savasság (aciditás).

A lúgosságot (összes lúgosság) úgy határozzuk meg, hogy a vizet erős sav mérőoldattal 4,5 pH értékig titráljuk. Az eredményt általában mg CaCO₃/l, vagy mg eé/l értékben adjuk meg, vagyis a lúgosság megadja, hogy mennyi CaCO₃ semlegesítéséhez lenne elegendő a fagyott savmennyiség. A szennyvizek lúgosságát a hidroxidok, karbonátok és hidrokarbonátok, valamint egyéb gyenge savak, pl. illékony zsírsavak sói okozzák.

A savasságot (összes savasság) a lúgossághoz hasonló módszerrel határozzuk meg, csak ebben az esetben a mintát erős lúggal 8,3 pH érték eléréséig titráljuk. Az eredményt szintén mgCaCO₃/l egységekben adhatjuk meg.

A természetes vizek és szennyvizek pH-j t a szénsav/karbonát pufferrendszer befolyásolja legjelentősebben. Egy ilyen rendszer az alábbi egyensúlyi reakciókkal jellemezhető.



valamint a víz öndisszociációját:



Az egyensúlyi rendszer leírásánál feltételezzük, hogy nincs anyagátadás a gázfázis és a folyékony fázis között. A feltételezés a legtöbb esetben megállja a helyét, mivel a CO₂ diffúziójának sebessége jóval kisebb, mint az egyensúlyt meghatározó kémiai reakciók sebessége. Mivel az oldott CO₂-nak csak kis része hidrolizál szénsavat alkotva, azonban az egyensúlyt a legkisebb kényszer elve alapján befolyásolja (mintegy utánpótlást jelent a H₂CO₃ számára), az oldott szén-dioxid és szénsav koncentrációját az egyensúly leírásánál együttesen vesszük figyelembe és [H₂CO^{3*}]-ként jelöljük.

A 2.20-2.22 reakciókra felírhatók a tömeghatástörtek (25 °C-on):

$$K_{d1} = \frac{[H^+][HCO_3^-]}{[H_2CO_3^*]} = 3,5 \cdot 10^{-7} \quad (2.23.)$$

$$K_{d2} = \frac{[H^+][CO_3^{2-}]}{[HCO_3^-]} = 4,4 \cdot 10^{-11} \quad (2.24.)$$

valamint a disszociáció anyagmérlege:

$$C = [H_2CO_3^*] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}] \quad (2.25.)$$

A fenti egyenletek és a víz ionszorzatának figyelembevételével megszerkeszthető az egyensúlyi rendszer logaritmikus diagramja, melyről a pH-függvényében leolvasható valamennyi komponens koncentrációja. A 2.1./a ábrán a $C = 10^{-3}$ mol/l szén-sav/karbonát egyensúlyi rendszer diagramja látható. A 2.1/b ábra tartalmazza a 10^{-3} mól-szén-sav oldat titrálási görbét, amelyről leolvasható, mennyi erős bázist kell a rendszerhez adni adott pH eléréséhez. A függőleges tengelyen a titráltsági fokot, vagyis a bázis/szén-sav mólarányt tüntettük fel.

A 2.1/c ábra a rendszer pufferindexét ábrázolja a pH függvényében. A pufferindex nem azonos a pufferkapacitással, bár azzal arányos. Definíció szerint a pufferindex:

$$\beta = \frac{dc}{dpH} \quad (2.26.)$$

ahol: β - a pufferindex

dc - a rendszerhez adott sav, vagy bázis koncentrációváltozása a rendszerben

dpH - a fenti sav vagy bázis mennyiség hozzáadása során bekövetkező pH-változás.

A 2.1/c ábra a pufferindex-görbe a 2.1/b ábrán megadott titrálási görbe differenciálásával származtatható.

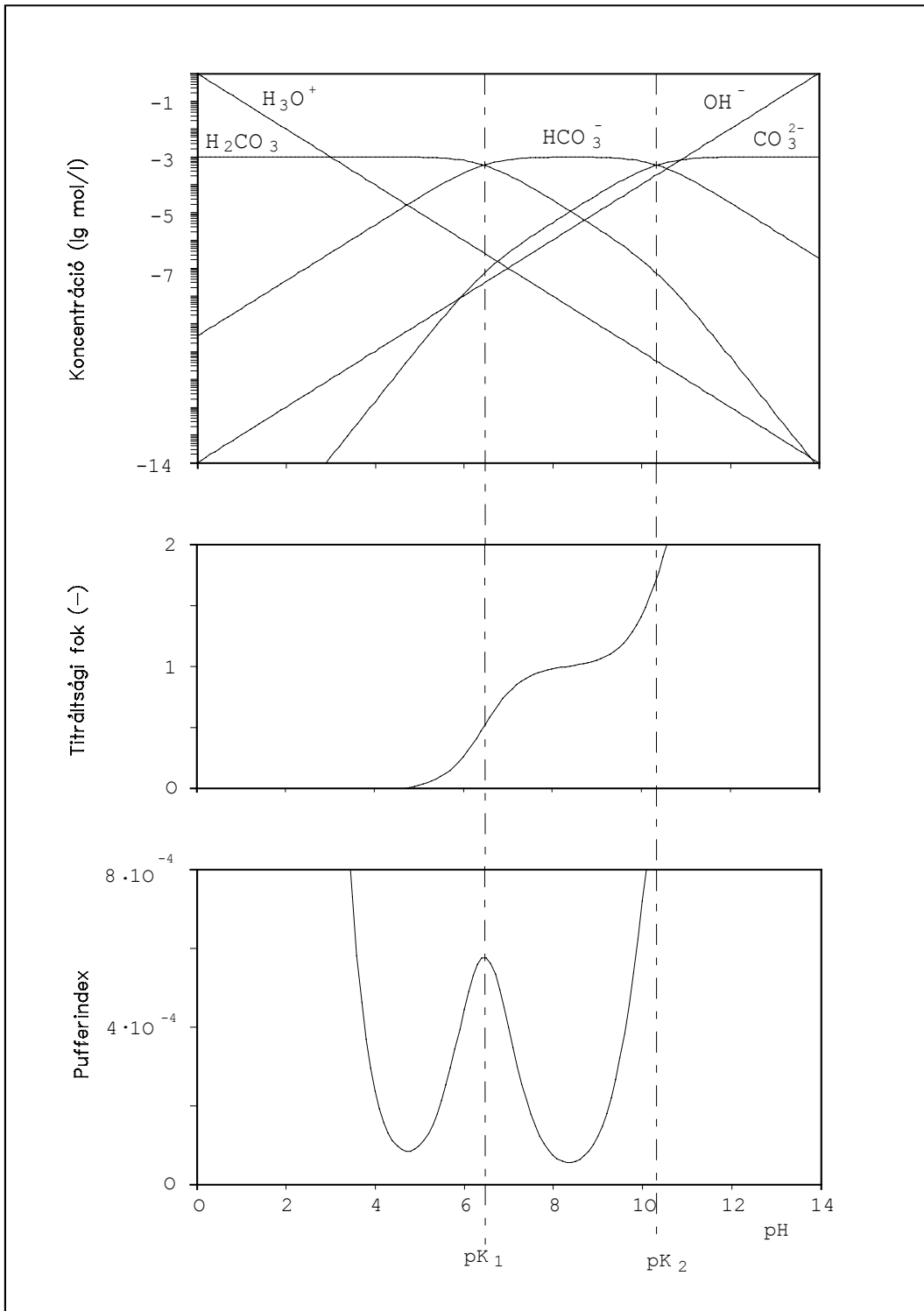
(Megjegyzendő, hogy a titrálási görbéket ábrákkal ellentétben úgy szokás megadni, hogy a pH-t ábrázolják a titráltsági fok függvényében. Ilyen esetben a pufferindex a 2.26. definíció alapján a titrálási görbe differenciál hányadosának reciprokaként értelmezhető.)

Az ábrák alapján a következő lényeges megállapításokat tehetjük:

- A $[H_2CO_3^*]$ és $[HCO_3^-]$ koncentrációgörbék metszéspontja adja azt a pH értéket, amelynél az első disszociációs lépés 50 %-os ($[H_2CO_3^*] = [HCO_3^-]$). Ez a pH érték az első disszociációs állandó negatív logaritmus (pK₁). Hasonló megfontolások alapján származtatható pK₂ értéke.

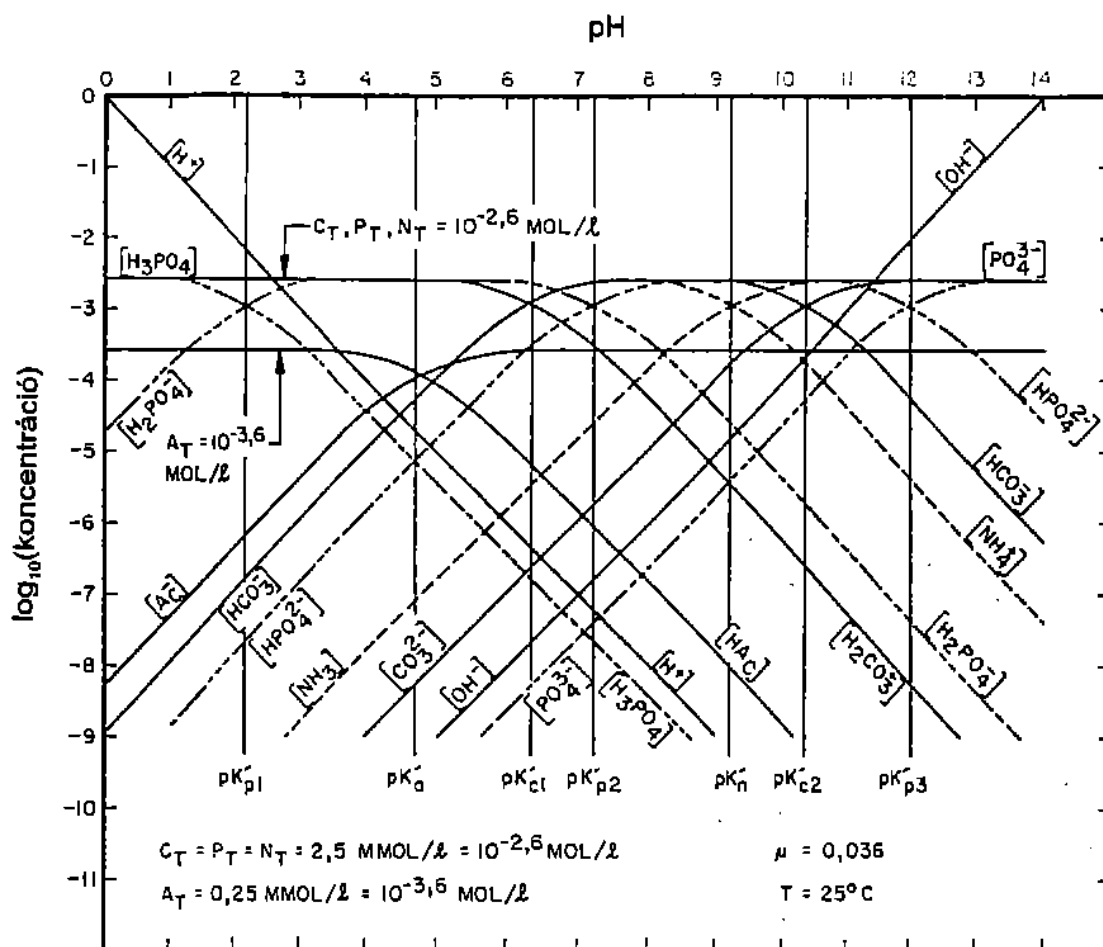
- A legtöbb természetes víz pH-tartományában a maximális pufferintenzitás (és pufferkapacitás) a pK₂ pontnál jelentkezik (pH = 6,3), míg minimális a pufferintenzitás a tiszta Na-bikarbonát oldatban (pH = 8,3), ahol $[H_2CO_3^*] = [CO_3^{2-}]$.

A 2.1/a ábrán bemutatott logaritmikus diagram megszerkeszthető jóval több komponens jelenléte esetén is. A 2.2. ábra egy karbonát-foszfát-acetát-ammónium rendszer logaritmikus diagramját ábrázolja, amely a szennyvizek valós viszonyait hozzávetőlegesen leírja.



2.1. ábra
 A szénsav / karbonát rendszer
 - logaritmusos diagramja (A)

- titrálási görbéje (B) és
- a pufferindex pH-függése (C)



2.2. ábra
Összetett rendszer logaritmusos diagramja, amely $10^{-2,6}$ mol/l koncentrációjú karbonát, foszfát, ammónium hidroxid; valamint $10^{-3,6}$ koncentrációjú acetát pH - koncentráció összefüggéseit mutatja be 25°C -on

Az egyes komponensek pK-értékeit - az ábra jelöléseit használva - az alábbiakban foglaljuk össze:

Foszforsav:	pK_{p1}	=	2,148
	pK_{p2}	=	7,198
	pK_{p3}	=	12,023
Szénsav:	pK_{c1}	=	6,352
	pK_{c2}	=	10,329
Ecetsav:	pK_a	=	4,756
Ammónium-hidroxid	pK_n	=	9,245

2.1.2. Oldódási egyensúly

Az oldhatósági viszonyok ismerete elengedhetetlen olyan víztisztítási eljárásokban, ahol kémiai reakció során csapadék keletkezik. Ilyen eljárások bizonyos ipari szennyvizek nehézfém-tartalmának csökkentése a kémiai foszforeltávolítás. A hidrolizáló fém sókkal (Al^{3+} , Fe^{3+}) végzett koaguláció során is a polihidroxidok oldhatósága befolyásolja a tisztítás hatásfokát. Az anaerob biológiai tisztítás során, amikor a szennyvíz semlegesítése szükséges, az oldhatósági viszonyok pontos ismerete pedig azért lényeges, hogy megelőzhessük a súlyos problémákat okozó CaCO_3 -kiválást.

Szilárd halmazállapotú anyagok folyadékokban való oldódása addig tart, amíg időegység alatt a szilárd fázisból az oldatba lépő és az oldatból kikristályosuló részecskék száma egyenlővé nem válik. E dinamikus egyensúly beálltakor az oldatban az oldott anyag meghatározott koncentrációja alakul ki és az adott hőmérsékleten telített oldat keletkezik, melynek mól/l-ben kifejezett koncentrációját oldhatóságnak nevezzük. A szilárd fázissal egyensúlyt tartó folyadékban az oldhatósági egyensúly mindenképpen beáll függetlenül attól, hogy egy szilárd test éppen oldódik, vagy valamely kémiai reakció következtében éppen csapadék válik ki.

Az ilyen heterogén rendszerben az oldhatósági és disszociációs egyensúly egyidejűleg fennáll és egymástól nem független. Az egyensúlyra vezető kémiai reakciók és a gyenge savak disszociációjának mintájára felírhatjuk a disszociációs egyensúlyt:



Erre az egyensúlyra is alkalmazható a tömeghatás törvényre:

$$\frac{[B^+]^i [A^-]^j}{[BA]} = K \quad (2.28.)$$

A szilárd fázissal érintkező oldatban a disszociálatlan molekulák koncentrációja állandó

$$[BA] = k \quad (2.29.)$$

A 2.28. egyenletre helyettesítve és a k értékét a disszociációs állandóval összevonva az oldhatósági szorzathoz jutunk (L)

$$[B^+]^i [A^-]^j = kK = L \quad (2.30.)$$

Minél kevésbé oldódik egy vegyület, és minél több részecskére disszociál, oldhatósági szorzata annál kisebb. A 2.3. táblázatban néhány, a szennyvíztisztítás gyakorlatában előforduló kevésbé oldódó vegyület oldhatósági szorzatát adjuk meg:

2.3.táblázat *Néhány vegyület oldhatósági szorzata*

Vegyület	Oldhatósági szorzat	Hőmérséklet
Al(OH) ₃	4 · 10 ⁻¹³	15°C
	3,7 · 10 ⁻¹⁵	25°C
CaCO ₃	0,99 · 10 ⁻⁸	15°C
	0,87 · 10 ⁻⁸	25°C
CaSO ₄	6,1 · 10 ⁻⁵	10°C
Ca ₃ (PO ₄) ₂	1,2 · 10 ⁻²⁹	25°C
Cr(OH) ₃	1 · 10 ⁻³⁰	25°C
Fe(OH) ₃	11 · 10 ⁻³⁸	18°C

Mint az a táblázat adataiból kitűnik, a különböző anyagok oldhatósága, oldhatósági szorzata függ a hőmérséklettől. Az oldatban lévő egyéb ionok és a komplexképző anyagok az oldhatósági szorzat értékét nem, az oldhatóságot azonban jelentősen befolyásolják.

Az oldatban lévő ionok közül azok, amelyekre a szilárd anyag oldódás közben disszociál (vagyis a „saját” ionok) az oldhatóságot a legkisebb kényszer elvének értelmében befolyásolják. Ennek működését egyes nehézfém-hidroxid csapadékok oldhatóságának pH-függésének példáján mutatjuk be: A disszociáció egyenlete:



ahol : $i = 1, 2$, vagy 3 lehet.

Az oldhatósági szorzat ennek megfelelően:

$$L_M = [M^{i+}] [OH^-]^i \quad (2.32.)$$

Az oldhatóság a fémionok koncentrációjával egyenlő:

$$S_M = [M^{i+}] = \frac{L_M}{[OH^-]^i} \quad (2.33.)$$

Minél nagyobb tehát az $[OH^-]$, vagyis minél magasabb a pH, egyes fém-hidroxidok oldhatósága annál kisebb.

Bizonyos fém-hidroxidok esetében az oldhatóság nem ilyen egyértelmű, az oldhatóságnak adott pH-értéknél minimuma van. Ennek a jelenségnek az az oka, hogy egyes fémionok a hidroxidionokkal koordinációs vegyületeket, ún. komplexeket képezhetnek.

Oldatokban ugyanis a fémionok és az oldósavmolekulák között mindig van lazább, vagy erősebb kapcsolat. Az alkálifémionok és a vízmolekulák között ez a kapcsolat igen laza,

ami gyenge hidratációhoz vezet. Az átmeneti fémionok, az erősen polarizáló hatású fémionok és a vízmolekulák közötti kapcsolat lényegesen erősebb, így ezek az ionok vizes oldataikban ún. akvakomplexeket képeznek. Ha ezek oldatába olyan amionok, vagy molekulák kerülnek, amelyekkel a fémion erősebb kötést tud kialakítani, a koordinálódott vízmolekulák fokozatosan kicserélődnek ezekre. A koordinálódott ionokat, vagy atomokat ligandumoknak nevezzük.

A komplexképződés, tehát a megfelelő ligandum koordinálódása a központi ionhoz általában lépcsőzetesen megy végbe. A komplex egyensúlyokat így az alábbi egyenletekkel jellemezhetjük:



ahol M - a központi ion
L - a ligandum
n - a maximális koordinációs szám

A sav-bázis, valamint az oldhatósági egyensúlyoknál megismert módon a komplex egyensúlyok esetén is alkalmazhatjuk a tömeghatás törvényét, azonban célszerűbb a disszociációállandó - amely egy komplex instabilitásának mértéke - reciprokát, az ún. stabilitási állandót (K) kifejezni.

A 2.34. - 2.36. egyenletekkel megadott egyensúlyok stabilitási állandói, így a következő formában írhatók fel:

$$K_1 = \frac{[ML]}{[M][L]} \quad (2.37.)$$

$$K_2 = \frac{[ML_2]}{[ML][L]} \quad (2.38.)$$

$$K_n = \frac{[ML_n]}{[ML_{n-1}][L]} \quad (2.39.)$$

Az ML_n komplex teljes disszociációját kifejezhetjük az alábbi módon:



Erre a stabilitási állandó:

$$\frac{[ML_n]}{[M][L]^n} = K_1 \cdot K_2 \cdot \dots \cdot K_n = \prod K_i = \beta_n \quad (2.41.)$$

ahol β a bruttó stabilitási állandó, vagy más néven komplex szorzat.

Ha valamely szilárd anyaggal egyensúlyt tartó oldatban valamilyen komplexképző is jelen van, az oldhatóságot a fémionok, valamint a különböző koordinációs számú komplex formák koncentrációjának összege adja. (Az oldhatósági szorzattól való könnyű megkülönböztetőség érdekében a továbbiakban B-vel jelöljük a ligandumokat).

A $MA_i \Leftrightarrow M^{i+} + iA^-$ oldhatósági egyensúlyra az oldhatósági szorzat:

$$L = [M^{i+}][A^-]^i \quad (2.42.)$$

Az oldatban pedig fennáll az alábbi komplex egyensúly:

$$\beta_n = \frac{[MB_n]}{[M][B]^n} \quad (2.43)$$

A fentiek értelmében az oldhatóság:

$$S = [M] + [MB_1] + [MB_2] + \dots + [MB_n] \quad (2.44.)$$

(A fémion töltését ez esetben figyelmen kívül hagyhatjuk.)

Kifejezve 2.42.-ből a fémion koncentrációt és beírva 2.44-be:

$$S = \frac{L}{[A]^i} + \frac{L}{[A]^i} K_1 [B] + \frac{L}{[A]^i} K_1 K_2 [B]^2 + \dots + \frac{L}{[A]^i} K_n [B]^n \quad (2.45.)$$

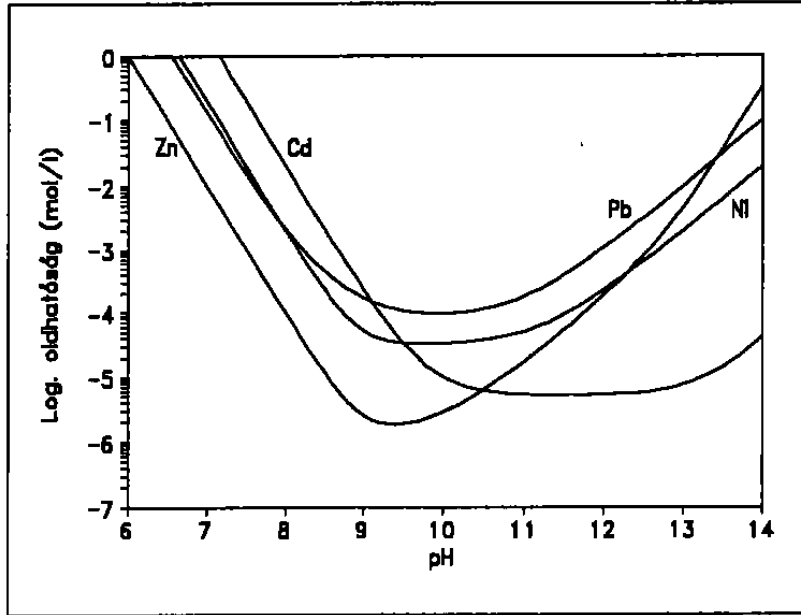
Az egyenletekből $L/[A]^i$ -t kiemelve és a megfelelő komplex szorzatokat képezve:

$$S = \frac{L}{[A]^i} (1 + [B]\beta_1 + [B]^2\beta_2 + [B]^n\beta_n) \quad (2.46.)$$

Látható, hogy a zárójelben lévő kifejezés 1-nél mindig nagyobb, így a komplexképző anyagok jelenléte esetén az oldhatóság mindig nagyobb, mint tiszta vízben.

Azoknak a fémeknek (pl. Al, Cd, Cr, Zn) esetén, melyek hidroxokomplexeket képezhetnek, a szilárd fázisból származó anion és a ligandum megegyezik. (A fenti egyenletek jelöléseit használva $[A] = [B]$). Az ilyen fémek hidroxidjainak oldhatóságát a pH-függvényében ábrázolva - mint már említettük - minimumos görbét kapunk. A pH-minimum helyét az oldhatósági szorzat és a komplex szorzatok aránya határozza meg.

A 2.3. ábrán néhány hidroxokomplexet képező fém hidroxidjának oldhatóságát ábrázoltuk a pH függvényében. A pH-optimumok ismerete elengedhetetlen a nehézfém-tartalmú szennyvizek kémiai kezelése során a megfelelő vegyszeradagolás kiszámításához.



2.3. ábra A cink, kadmium, ólom és nikkelt hidroxidjainak oldhatósága a pH függvényében

Az oldhatóságra hatással vannak az elektrolitban lévő öidegenő, vagyis nem a megfelelő csapadék oldódása során az oldatba jutó ionok is. Ezek hatásának figyelembevételkor nem élhetünk az eddig alkalmazott elhanyagolással, hanem az egyes komponensek aktivitásával kell számolnunk. A 2.27. egyenlettel megadott oldékonysági egyensúly oldhatósági szorzata:

$$L = a_B^i a_A^j = [B^+]^i y_B^i [A^-]^j y_A^j \quad (2.47.)$$

Bevezetve az átlagos ionaktivitási koefficiens:

$$L = [B^+]^i [A^-]^j y_{\pm}^{(i+j)} \quad (2.48.)$$

Ebből az oldhatóság:

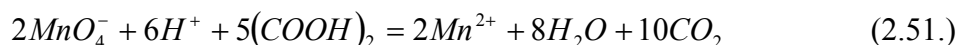
$$S = [B^+]^i = \frac{L}{[A^-]^j y_{\pm}^{(i+j)}} \quad (2.49.)$$

A 2.6. és 2.8. egyenletek értelmében minél nagyobb az ionerősség, annál kisebb γ_{\pm} értéke. Az ionerősség viszont nagyobb, ha több iont vehetünk figyelembe. Öldegenő ionok hatására ennek megfelelően (kisebb γ_{\pm} értékkel osztunk) nő az oldhatóság.

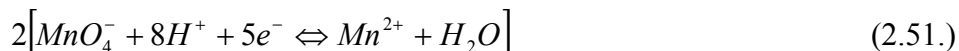
2.1.3. Redoxi egyensúlyok

A sav-bázis egyensúlyoknál tárgyalt protolitikus folyamatokhoz számos tekintetben hasonlítanak a redoxifolyamatok. Míg a Brønsted-elmélet a különböző anyagok protonnal szemben tanúsított viselkedését vette alapul, a redoxi-folyamatok során az elektron-felvételt és leadást vesszük figyelembe. Ha egy anyag elektront ad le, oxidálódik, ha felvesz, redukálódik. A kémiai folyamatokban tehát az atomok, ionok, vagy molekulák elektronokat csak akkor adhatnak le, ha jelen van másik anyag, amely azokat felveszi. Oxidáció és redukció csak együttesen mehet végbe. Az ilyen értelemben összetartozó anyagok redoxirendszert alkotnak.

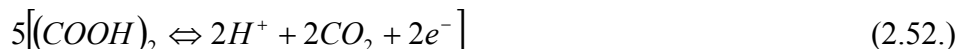
Példaként vizsgáljuk meg a permanganátos KOI meghatározás alapjául szolgáló redoxi reakciót. A KMnO_4 savas közegben oxálsavval az alábbi egyenlet reagál:



Válasszuk szét a fenti reakciót két részfolyamatra, vagyis írjuk fel mi történik a permanganáttal és az oxálsavval külön-külön:



és:



Látható, hogy az oxálsav molekulánként két elektront lead, tehát oxidálódik, mialatt a permanganát-ion iononként öt elektront felvesz, vagyis redukálódik.

A kapcsolt folyamatban az elektron-felvételnek és leadásnak összhangban kell lennie, ez határozza meg a redoxi reakciók sztöchiometriai együtthatóit, a mennyiségi viszonyokat. A fenti reakció mindkét részfolyamata kétirányú megfordítható folyamat. Az oxidációs-redukciós folyamatok irányáról a redoxipotenciál értékek ismeretében lehet tájékozódni. A redoxipotenciál értékét a Nernst egyenlet segítségével a következőképpen számíthatjuk:

$$E = E_o + \frac{RT}{zF} \ln \frac{[\text{ox}]}{[\text{red}]} \quad (2.53.)$$

ahol E_o - az egységnyi ionkoncentráció esetén fellépő elektródpotenciál, mivel ennek abszolút értékét meghatározni nem lehet, megegyezés szerint E_o -nak azt a potenciált tekintjük, amelyet a kérdéses elektród az összehasonlítási alapul választott standard hidrogénelektroddal szemben mutat. (V)

R - az egyenletes gázállandó (8,31433 V mol⁻¹K⁻¹)

T - az abszolút hőmérséklet (K)

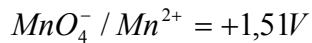
z - az oxidációs redukációs folyamatban kicserélt elektronok száma

F - a Faraday-féle szám (96494 C)

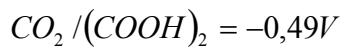
[ox] - az oxidált forma koncentrációja (mol/l)

[red] - a redukált forma koncentrációja

Szabály, hogy a pozitívabb potenciálú rendszer a negatívabb potenciálú rendszert oxidálja, miközben maga redukálódik. Azonos koncentrációviszonyok mellett minél pozitívabb egy rendszer redoxipotenciálja, annál erélyesebben oxidál és minél negatívabb annál erélyesebben redukál. A 2.52. és 2.53. egyenletekkel megadott rendszerek standard redoxipotenciáljai:



és



Látható tehát, hogy a pozitívabb potenciálú MnO_4^- / Mn^{2+} rendszer oxidálja az oxálsavat, miközben maga redukálódik. Ezt a MnO_4^- ionok élénk ibolya színének megszűnése jelüi. A redoxipotenciál értéke a standard redoxipotenciálon kívül az oxidált és redukált forma koncentrációarányától függ. Minél nagyobb az oxidált alak koncentrációja a redukált alakhoz képest a redoxirendszerek potenciálja annál pozitívabb.

Az elektronfelvétel és leadás következtében a koncentráció arányok addig változnak, míg a reakcióban részt vevő anyagok mindegyikének azonos lesz a redoxipotenciálja. Ekkor dinamikus egyensúly áll be. Továbbra is folyik elektron felvétel és leadás, azonban az ellentétes irányú sebessége megegyezik, az oxidált és redukált formák aránya nem változik.

A standardpotenciál-sornak abszolút értelmében vett semlegességi pontja nincs.

Következésképpen az „oxidálószer” és „redukálószer” kifejezésnek szigorúan véve csak akkor van értelme, ha közöljük, hogy a kérdéses anyag mely rendszerhez képest oxidál, vagy redukál. Az Sn^{2+}/Sn^{4+} redoxirendszer pl. a Fe^{2+}/Fe^{3+} rendszerre redukáló, de a Cr^{2+}/Cr^{3+} rendszerre oxidáló hatású.

A 2.4.táblázatban standard redoxipotenciál értékeket foglaltunk össze.

2.4. táblázat Néhány redoxi rendszer standard redoxipotenciálja

Reakció	E_0 (V)
Fe \rightleftharpoons Fe ²⁺ + 2e ⁻	+ 0,44
NH ₃ + 9OH ⁻ \rightleftharpoons NO ₃ ⁻ + 6H ₂ O + 8e ⁻	+ 0,12
H ₂ \rightleftharpoons 2H ⁺ + 2e ⁻	0.000
NO ₂ + 2OH ⁻ \rightleftharpoons NO ₃ ⁻ + H ₂ O + 2e ⁻	±0,0
H ₂ SO ₃ + H ₂ O \rightleftharpoons SO ₄ ²⁻ + 4H ⁺ + 2e ⁻	- 0,14
H ₂ S \rightleftharpoons S + 2H ⁺ + 2e ⁻	- 0,17
4OH ⁻ \rightleftharpoons O ₂ + 2H ₂ O + 4e ⁻	- 0,40
Fe ²⁺ \rightleftharpoons Fe ³⁺ + e ⁻	- 0,74
2Cl ⁻ \rightleftharpoons Cl ₂ + 2e ⁻	- 1,359

A következő fejezetben ki fog tűnni, mekkora a szerepük az egyensúlyi folyamatoknak az életműködésekben. Redoxi-reakciókon alapulnak a legfontosabb anyagcserefolyamatok, végső soron az egész élet.

2.2. Reakciókinetikai alapok

A műszaki megvalósítás szempontjából egy reakciót a termodinamikai és sztöchiometriai jellemzők mellett döntően meghatároz a folyamat kinetikája is, ami felvilágosítást ad az oldott reakció mechanizmusáról, sebességéről és ezek összefüggéséről.

A kémiai reakciók sebességét valamely komponens koncentráció változásának sebességével jellemezhetjük:

$$v = \pm \frac{dc_i}{dt} \quad (2.54.)$$

ahol: c_i - az i-dik reakciópartner (vagy termék) koncentrációja
 t - a koncentráció változás időtartama

Abban az esetben, ha az egyes reakciópartnerek sztöchiometriai együtthatói nem azonosak a fenti egyenlet használata nehéz lenne, mivel a különböző reakciópartnerekre felírva eltérő reakciósebességeket kapnánk. Ezért a homogén fázisban lejátszódó reakciók sebességi egyenletét rendszerint az alábbi, valamennyi reakciópartner koncentrációját tekintetbe vevő alakban szokás felírni:

$$v = k \cdot c_1^{\alpha_1} \cdot c_2^{\alpha_2} \cdot \dots \cdot c_n^{\alpha_n} = k \cdot \prod_i c_i^{\alpha_i} \quad (2.55.)$$

ahol: k - a sebességi állandó
 c_i - a reakcióelegy i-dik komponensének koncentrációja
 α_i - a reakcióelegy i-dik komponensének részrendje, amely az illető komponens sztöchiometriai együtthatója.

Egy reakció **rendűségét** az egyes komponensek részrendjeinek összege (α_i) jelenti.

Példaként tekintve az alábbi általános reakciósémát:



A reakció sebessége:

$$v = -\frac{d[A]}{dt} = -k[A]^{n_1}[B]^{n_2} \quad (2.57.)$$

A reakció rendűsége ebben az esetben n_1+n_2 -nek adódik. A különböző rendű reakciók sebességi egyenleteit és koncentráció - idő összefüggéseit a 2.5. táblázat mutatja be.

2.5. táblázat Különböző rendű reakciók koncentráció-idő összefüggései

Reakciók rendje	Sebességi egyenlet	Koncentráció-idő összefüggés
Zérusrendű	$\frac{db}{dt} = k$	$b = k \cdot t$
Elsőrendű	$-\frac{da}{dt} = k a$	$\ln \frac{a_0}{a_0 - b} = k t$
Másodrendű	$\frac{db}{dt} = k (a_0 - b)^2$	$\frac{1}{a_0 - b} - \frac{1}{a_0} = k t$

ahol:

- a - a kiindulási anyag koncentrációja t időpontban
- a_0 - a kiindulási anyag kezdeti (t=0) koncentrációja
- b - a termék koncentrációja t időpontban
- k - a sebességi állandó

A sebességi állandó értéke független a koncentrációktól, de függ a hőmérséklettől. Ezt a hőmérsékletfüggést az **Arrhenius egyenlet** írja le:

$$k = A e^{(-\Delta H_m / RT)} \quad (2.58.)$$

ahol:

- A - a preexponenciális tényező
- ΔH_m - az aktiválási entalpia

Az egyenlet alapján megállapítható, hogy a reakciósebesség a hőmérséklet növekedtével exponenciálisan növekszik.

A kémiai reakciók nagy többsége csak akkor megy végbe, ha az egymásra ható részecskék energiája bizonyos értékkel nagyobb, mint az adott hőmérsékletnek megfelelő átlagos érték, vagyis **aktivált** állapotba kerülnek. Az ehhez szükséges energiatöbblet **aktiválási energiának** nevezzük.

A reakciók sebessége azonban nemcsak a hőmérséklet emelésével növelhető, hanem **katalizátorok** alkalmazásával is. A katalizátorok olyan anyagok, amelyek a reakciók sebességét megnövelik anélkül, hogy maguk a folyamatban maradandóan megváltoznának. A katalitikus hatásának tulajdonítható, hogy a katalizált reakció eltérő, kisebb aktiválási energiájú elemi lépéseken át zajlik le, mint a nem katalizált folyamat. (2. ... ábra) A katalizátor az átalakuló anyagokkal, vagy azok egy részével kémiaiilag vegyül és a keletkező köztitermék további átalakulása vezet a végtermékhez. Mivel a reakciók végén a katalizátor eredeti állapotába kerül vissza, a reagáló anyagok mennyiségéhez képest kis koncentrációban is kifejti hatását.

A katalizátorokkal kapcsolatban fontos megjegyezni, hogy **csak termodinamikailag lehetséges**, azaz **szabadentalpia csökkenéssel járó** reakciókat katalizálnak, valamint azt, hogy a **reakciók egyensúlyi állapotát** nem változtatják meg, csak az egyensúlyi állapot elérését siettetik.

2.2.1. Enzimkinetika

Az élőlények anyagcsere folyamatait alkotó biokémiai reakciók katalizátorai az enzimek. Bonyolult, szerves molekulák, rendszerint csak egyetlen meghatározott reakció, vagy reakció típus gyorsítására alkalmasak.

Az enzimreakciók általános mechanizmusára vonatkozó Michaelis és Menten féle elmélet szerint az E enzim az S szubsztráttal a meghatározott helyen, az ún. aktív centrumban szoros kapcsolatba lép és az ES enzim-subsztrát komplex jön létre. A kémiai átalakulás után a P termék elválik az enzimtől, amihez újabb szubsztrát molekula kötődhet. Az elmélet alapját képező reakciósémát a 2.4. ábra szemlélteti.

Az enzimreakció sebességét, ami nem más, mint a szubsztrát koncentráció csökkenésének sebessége, a következőképpen írhatjuk fel:

$$v = -\frac{dS}{dt} = v_{\max} \frac{[S]}{K_m + [S]} \quad (2.59.)$$

ahol:

- v - az enzimreakció sebessége
- v_{\max} - a maximális reakciósebesség
- [S] - a szubsztrát koncentráció
- K_m - a féltelítési állandó, vagyis az a **szubsztrát koncentráció**,
melynél $v = v_{\max}/2$

A reakciósebességet a szubsztrát koncentráció függvényében vizsgálva a 2.4. ábrán látható görbét kapjuk.

Kis koncentráció tartományban, amikor $[S] \ll K_m$ a 2.59. egyenlet nevezőjében S elhanyagolható K_m mellett, így az egyenletet az alábbi formára hozhatjuk:

$$v = \frac{v_{\max}}{K_m} [S] \quad (2.60.)$$

Ilyen esetben a reakció elsőrendű, tehát a reakciósebesség egyenesen arányos a szubsztrátkoncentrációval.

Ha azonban a szubsztrátkoncentráció jelentősen meghaladja K_m értékét ($[S] \gg K_m$), utóbbi elhanyagolható S mellett, így a tört értéke 1 lesz.

$$v = v_{\max} \quad (2.61.)$$

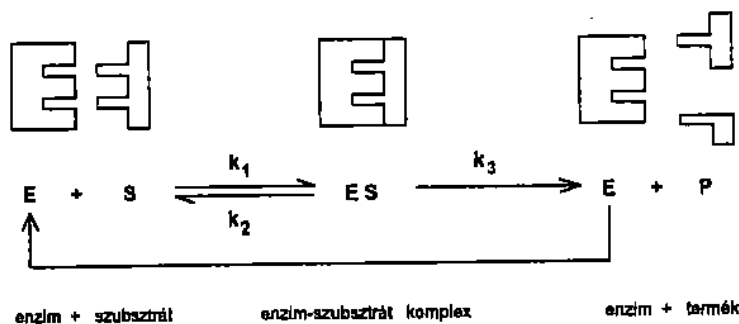
Ilyen esetben a reakció nulladrendű, tehát sebessége nem függ a szubsztrátkoncentrációtól.

Meg kell jegyeznünk, hogy a Michaelis-Menten elmélet csak bizonyos megszorításokkal, feltételekkel érvényes, melyek a következők.

- Az enzim koncentrációja jóval kisebb, mint a szubsztráté ($E \ll [S]$).
- Az enzimreakciók indulnak akkor a szubsztrát koncentrációváltozása elhanyagolható.
- Az $ES \rightarrow E + P$ részreakció egyirányú és ez a sebességmeghatározó lépés.
- Az enzim minden aktív centrumához csakis egy szubsztrátmolekula kötődik.

A fenti feltételek az élő szervezetben gyakran nem teljesülnek, azonban egyszerűsége miatt a Michaelis-Menten kinetika használata általános.

A MICHAELIS - MENTEN elmélet :



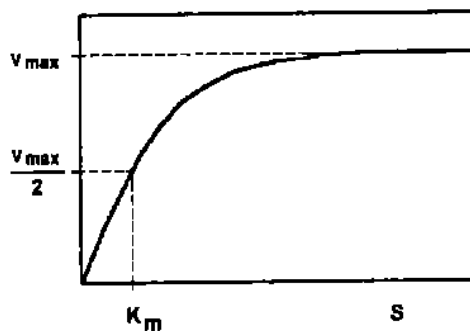
A MICHAELIS - MENTEN állandó származtatása :

$$\frac{k_2 + k_3}{k_1} = K_m \quad \text{ahol} \quad k_3 \ll k_1 \quad \text{Igy}$$

$$\frac{k_2}{k_1} = \frac{[E][S]}{[ES]} = K_m$$

A MICHAELIS - MENTEN egyenlet, az enzimreakció sebességének szubsztrátfüggése :

$$v = v_{\max} \frac{S}{K_m + S}$$



2.4. ábra Az enzimreakciók sebességének függése a szubsztrátkoncentrációtól a Michaelis – Menten elmélet alapján

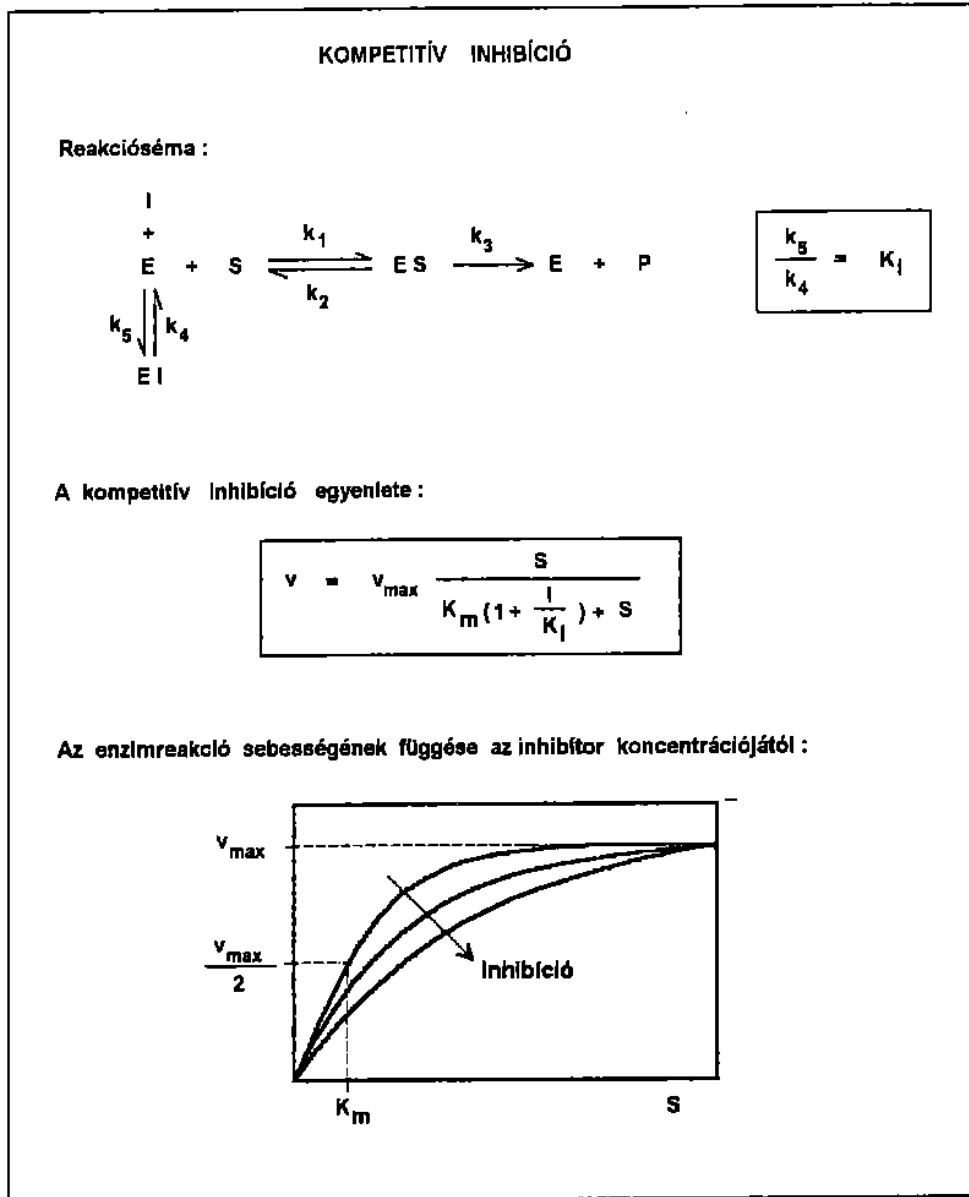
Az enzimreakciók sebességét a szubsztrátkoncentráción kívül a pH a hőmérséklet és különböző inhibitor-vegyületek jelenléte befolyásolja.

Az enzimek működésének többé-kevésbé éles „pH-optimum” van: az egyes enzimekre jellemző pH-optimum értéknél az aktivitás maximális, ennél eltérő pH-n az aktivitás csökken és t volí pH-értéknél teljesen megszűnik. Az enzimreakciók pH-függésének értelmezésénél az enzimek fehérjetermészetéből kell kiindulnunk. Az enzimek aktív centrumának térszerkezete csak egy bizonyos szubsztrát kapcsolódását teszi lehetővé. Ha ennek az aktív centrumnak a konformációja pl. pH-változás hatására megváltozik, módosul a kapcsolódás lehetsége, ezzel a reakció sebssége is.

A többi kémiai reakcióhoz hasonlóan a hőmérséklet növelésével a (2.58.) (Arrhenius) egyenletnek megfelelően nő a reakció sebessége. Az enzimek azonban a többi fehérjéhez hasonlóan nagyobb hőmérsékleten fokozatosan és irreverzibilisen denaturálódnak. Az enzimek katalizálta reakciók sebességét így ennek a két hatásnak az eredője határozza meg, amelynek következtében egy hőmérsékletoptimumot észlelhetünk. A melegvérű állatok enzimjeinek optimuma 40°C körül van, a növények és hidegvérű állatok esetében többnyire 20-30 °C között. Ismeretesek bizonyos termofil mikroorganizmusok, melyek enzimjei 70 °C körüli hőmérsékleten mutatnak maximális aktivitást.

Inhibitornak nevezzük azt az anyagot, amely egy enzim működését gátolja, így a reakciósebességet csökkenti. Több eltérő inhibíciós mechanizmus létezik, melyek közül az alábbiakat tárgyaljuk:

- Kompetív inhibíció (gátlás) esetében az aktív centrumhoz a szubsztráthoz kémiaailag hasonló gátló anyag kapcsolódik, ami lehetetlenné teszi az enzim-szubsztrát kapcsolatot és reakciót.
- Nem kompetitív inhibíció esetében a gátló anyag az enzim-szubsztrát komplexszel is kapcsolatba léphet, így a sztérikus gátlás következtében a termék nem képes disszociálni az enzimről.
- Az inkompetitív inhibíció az előző gátlási mechanizmus egy olyan speciális esete mikor az inhibitor kizárólag csak az enzim-szubsztrát komplexhez kapcsolódik.
- Szubsztrátfölösleg inhibíció esetében egyidejűleg több szubsztrát kapcsolódik az enzimhez és ezáltal inaktív komplex jön létre.



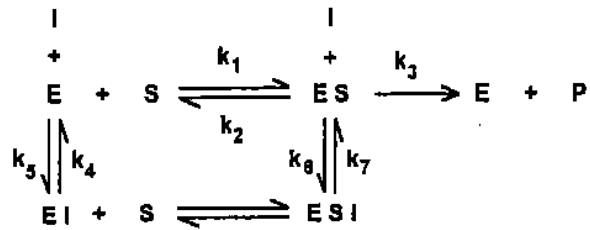
2.5. ábra Kompetitív inhibíció

- Alloszterikus inhibíció esetén a gátló anyag nem az aktív centrumon kötődik az enzimhez, de kötődésével megváltozik a molekula konformációja és így inaktívvá válik.

A fenti gátló hatások reakcióesémáját, valamint a módosított kinetikai egyenleteket a 2.5.-2.8. ábrán tüntettük fel. Az ábráról ugyancsak kitűnik, hogyan módosul a szubsztrátkoncentráció függvényeként ábrázolt reakciósebesség az egyes inhibíciós mechanizmusok hatására.

NEM KOMPETITÍV INHIBÍCIÓ

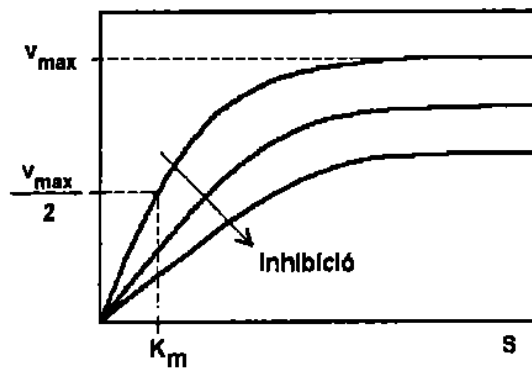
Reakcióséma :



A nem kompetitív inhibíció egyenlete :

$$v = \frac{v_{\max}}{1 + \frac{I}{K_i}} \cdot \frac{S}{K_m + S}$$

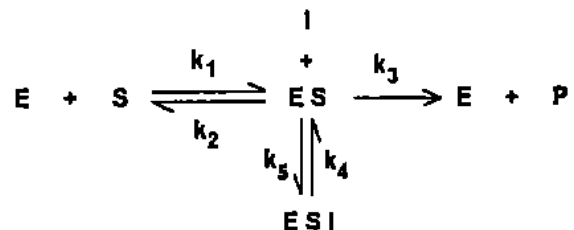
Az enzimreakció sebességének függése az inhibitor koncentrációjától :



2.6. ábra Nem kompetitív inhibíció

INKOMPETTÍV INHIBÍCIÓ

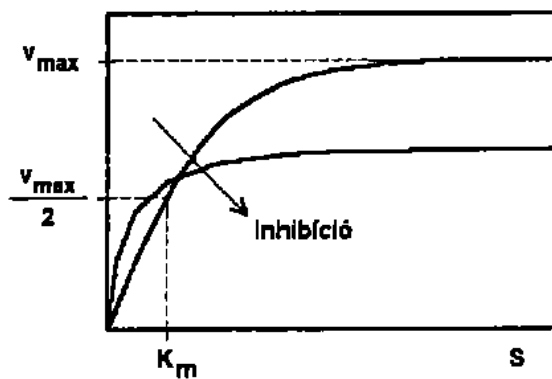
Reakcióséma :



Az inkompetitív inhibíció egyenlete:

$$v = \frac{v_{\max}}{1 + \frac{I}{K_i}} \cdot \frac{S}{\frac{K_m}{1 + \frac{I}{K_i}} + S}$$

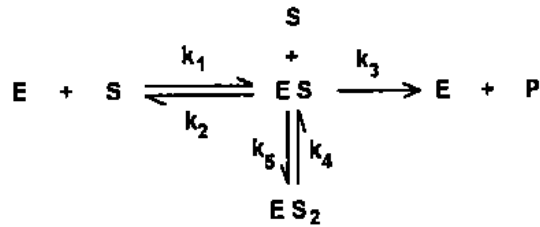
Az enzimreakció sebességének függése az inhibitor koncentrációjától:



2.7. ábra Inkompetitív inhibíció

SZUBSZTRÁT INHIBÍCIÓ

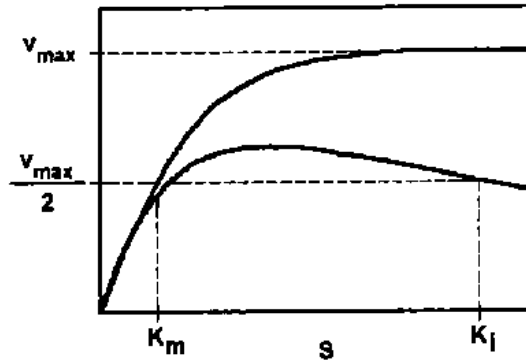
Reakcióképlet :



A szubsztát inhibíció egyenlete:

$$v = \frac{v_{\max}}{1 + \frac{K_m}{S} + \frac{S}{K_i}}$$

Az enzimreakció sebességének függése a szubsztát koncentrációjától:



2.8. ábra Szubsztátfölösleg - inhibíció

2.3. A szennyezőanyagok biológiai konverziójának alapfogalmai

A szennyvíztisztítás gyakorlatában a biológiai módszerek a legáltalánosabban használt eljárások. A biológiai szennyvízkezelési eljárások során a víz mikroorganizmusok számára hasznosítható szennyezőkomponensei egyrészt valamilyen formában beépülnek a mikrobacejtékbe, így a későbbiek során egyszerű fizikai módszerekkel elválaszthatóak, másrészt a környezetet már nem károsító (legtöbbször kisebb energiatartalmú) vegyületekké (pl. CO₂, víz) alakulnak. A fenti meghatározás szellemében ebben a fejezetben áttekintjük

- a technológiai szempontból lényeges mikróbacsoportokat;
- a biológiai konverzió alapját képező anyagcserefolyamatokat;
- a mikroorganizmusok életműködésének környezeti feltételeit, valamint
- a mikroorganizmusok növekedését és kinetikai leírását.

2.3.1. A szennyvíztisztítás során előforduló legfontosabb mikroorganizmusok

A földi élőlényeknek három, egymástól jól elkülöníthető csoportját különböztetjük meg: a magasabbrendű állatokat, a magasabbrendű növényeket és a mikroorganizmusokat. A mikroorganizmusok általában egysejtűek, bár ismerünk többsejtű mikroszervezeteket is, amelyeknél azonban nem figyelhető meg a sejtek differenciálódása. Méretük igen tág határok között változhat. A legkisebb élő szervezetek, a vírusok kb. 10 nm nagyságúak, míg egyes amőbák a 300 nm méretet is elérhetik.

A mikroorganizmusok annak alapján, hogy a genetikai információt tartalmazó kromoszómát, illetve kromoszómákat a citoplazmától membrán határolja el, vagy sem két csoportra oszthatók.

A prokarióták (baktériumok, kék-zöld algák) sejtenként egy kromoszómával rendelkeznek, amely nem alkot elkülönült, membránnal határolt sejtmagot. Tartalék tápanyagaik szabadon fordulnak elő a citoplazmában. A prokarióta sejt légzési enzimeit a citoplazmamembránon lokalizálódhatnak. Többségük egyszerű osztódással szaporodik.

Az eukarióták (gombák, algák, egysejtűek) sejteiben legalább három kromoszóma található, amelyek a membránnal körülhatárolt sejtmagban helyezkednek el.

Citoplazmájuk specifikus sejt szervecskéket tartalmaz, amelyekhez az életműködés egy-egy jól elkülöníthető részfolyamata kapcsolódik, így pl. a légzési enzimek a specializált, belső membránból felépült mitokondriumnak nevezett sejt szervecskéhez kapcsolódnak.

A tartalék tápanyagok raktározó vakuolunokban helyezkednek el.

A mikroszervezetek különleges csoportját alkotják a vírusok. Rendkívül egyszerű szervezetek. Sejtparaziták, növekedésük és szaporodásuk teljes mértékben a gazdasejttől függ. Jelenlétük közegészségügyi szempontok miatt nem kívánatos.

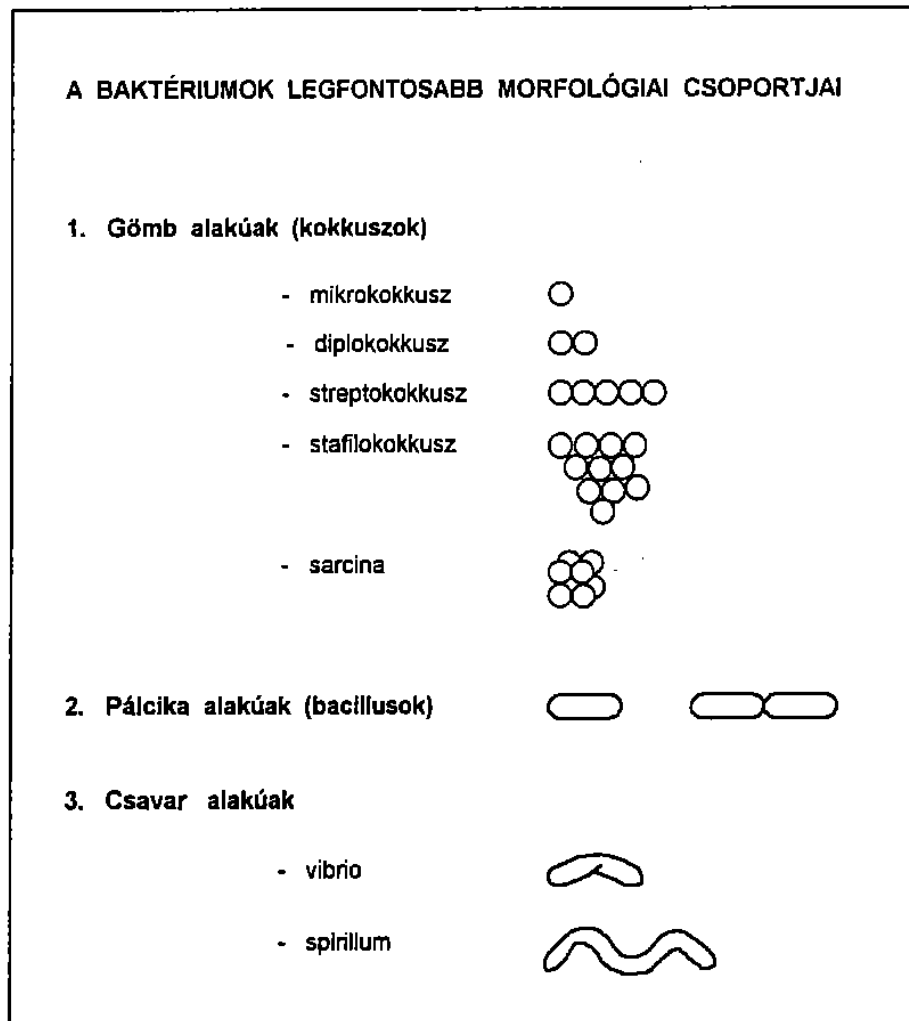
2.3.1.1. Baktériumok

A szennyezőkomponensek biológiai lebontása, illetve átalakítása majdnem teljes mértékben baktériumok működésének következménye. A szennyvíztisztítás gyakorlatában így ez a mikróbacsoport szinte kizárólagos jelentőségű.

A baktériumok sejtjei gömb, pálcika, vagy csavar alakúak lehetnek. Az egyes sejtek változatos alakú láncokat, vagy aggregátumokat képezhetnek. A gömb alakú baktériumok esetében az osztódás után szétváló magányos alakokat mikrokokkuszoknak, a párosával együtt maradókat diplokokkuszoknak, a láncképzőket sztreptokokkuszoknak, a nagyobb sejtaggregátumokban előfordulókat pedig stafilokokkuszoknak nevezzük. Azoknak a gömb alakú baktériumoknak, amelyek az osztódás után a tér három irányában hasadva nyolcanként maradnak együtt, szarcina a nevük.

Egyes baktériumok összetapadó sejtjeik révén láncok, fonalak képzésére is képesek. Az ilyen "fonalas" baktériumok elszaporodása pl. az eleveniszapos szennyvíztisztítás során az iszap ülepedhetőségeinek romlásával jár.

A baktériumok mérete tág határok között változhat. A gömb alakúak átmérője általában 0,5-1,9 nm, a pálcikák hosszúsága a 3,0 nm-t a csavaralakúaké pedig a 10-15 nm-t is elérheti.



2.9. ábra

A legtöbb baktériumsejt-alaktól és mérettől függetlenül hasonló felépítésű vázlatos szerkezetét a 2.1. ábra mutatja. A sejtet kívülről nagy viszkozitású polimerekből (általában poliszacharidokból) álló **tok** veszi körül. A tok alatt helyezkedik el a viszonylag rideg **sejtfal**, amely képes ellenállni a citoplazmában uralkodó esetenként a 30 atmoszférát is elérő ozmotikus nyomásnak. Ezen belül található a **citoplazmamembrán**, melynek elsődleges funkciója a sejt életműködésével kapcsolatos anyagforgalom szabályozása.

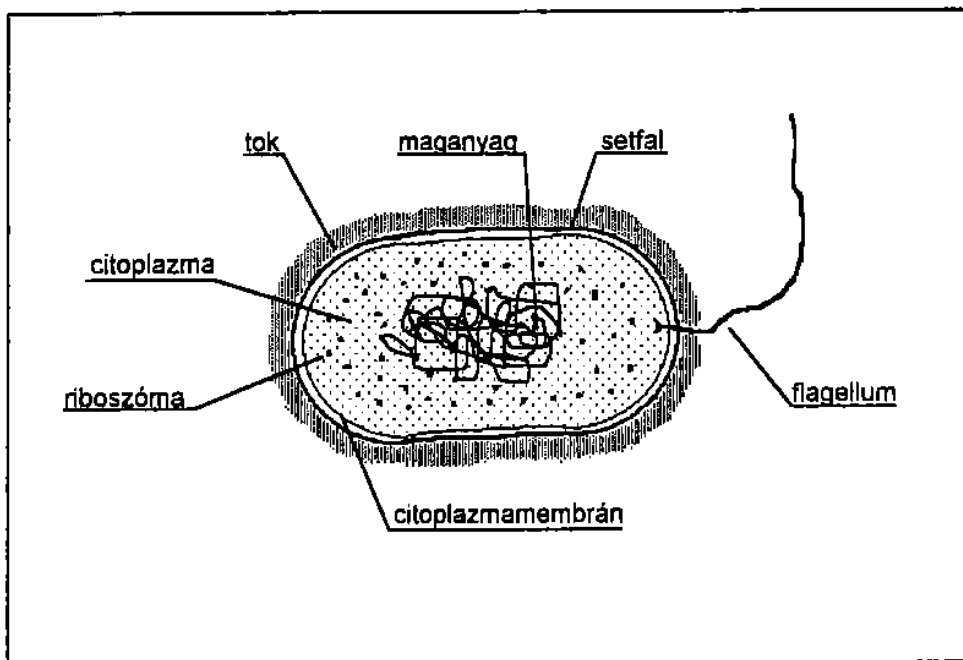
A sejt "belseje", a **citoplazma** alapján véve fehérjék, szénhidrátok és más komplex szerves molekulák kolloid szuszpenziója. A citoplazma korántsem homogén; igen gazdag riboszómákban - amelyek a fehérjeszintézisben játszanak alapvető szerepet - és különböző tartalék tápanyagszemcsékben (lipidek, poliszacharidok stb.). Például az Acinetobacter nemzetségéhez tartozó baktériumok citoplazmájukban polifoszfát granulák felhalmozására képesek. Ezek a mikroorganizmusok (amelyeket bio-P baktériumoknak is neveznek) döntő szerepet játszanak a biológia foszforeltávolítás folyamatában.

Szintén a citoplazmában helyezkedik el a **maganyag**, amely nincs maghártyával körülvéve. Lényegében egyetlen kromoszómának tekinthető, fő alkotóeleme a dezoxi-ribonukleinsav (DNS).

Funkciója azon összes genetikai információ tárolása, amely valamennyi sejtkomponens reprodukciójához szükséges.

Egyes baktériumok **csillókkal** vagy **flagellumokkal** is rendelkezhetnek, amelyek az aktív mozgás sejt szervecskéi.

A fenti sejtalkotók közül a maganyagot, a citoplazmát és ennek membránját, valamint a sejtfalat nélkülözhetetlen, létfontosságú elemekként tartjuk számon.



2.10. ábra Az átlagos baktériumsejt szerkezetének vázlata

A baktériumsejt kémiai összetételét a sejtek kora, valamint a rendelkezésére álló tápanyagok összetétele befolyásolhatja. Általánosságban kijelenthető, hogy az élő sejtek anyagának kb. 80-90 %-a víz. A fennmaradó szárazanyag 90%-át teszik ki a különböző szerves anyagok (legnagyobb százalékban), míg a szárazanyag 10%-a különböző szervetlen sók formájában van jelen. A baktériumsejtek átlagos összetételét a 2.6. táblázat mutatja be.

2.6. táblázat A baktériumsejtek átlagos összetétele a szárazanyag százalékában kifejezve

Elem	Szárazanyag %-a	
	Tartományi	Átl. érték
Szén	45-55	50
Oxigén	16-22	20
Nitrogén	12-16	14
Hidrogén	7-10	8
Foszfor	2- 5	3
Kén	0,8-1,5	1
Kálium	0,8-1,5	1
Nátrium	0,5-2,0	1
Kalcium	0,4-0,7	0,5
Magnézium	0,4-0,7	0,5
Klór	0,4-0,7	0,5
Vas	0,1-0,4	0,2
Egyéb elemek	0,2-0,5	0,3

A táblázat adatai alapján képlet formájában megadható a sejtanyag szerves funkciójának sztöchiometriai összetétele is: $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$, illetve amennyiben a foszfort figyelmen kívül hagyjuk: $C_5H_7O_2N$.

A szennyvíztisztítási számításoknál gyakran alkalmazott arány a sejtanyag a fenti összegképletből származtatható KOI-egyenértéke: 1 kg sejtanyag teljes kémiai oxidációjához 1,42 kg oxigén szükséges.

2.3.1.2. Egyéb mikroorganizmusok

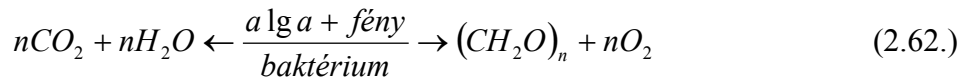
Gombák

A környezetvédelmi biotechnológia szempontjából lényeges gombák többsejtű, nem fotoszintetizáló, heterotróf szervezetek. Az úgynevezett "valódi gombák" fonalszerű mikroszkopikus egységeket, hifákat képeznek, melynek szövedéke alkotja a micéliumot. Az élesztőgombák micéliumot nem képeznek sarjadzással szaporodó egysejtű élőlények. A legtöbb gomba obligát aerob. Képesek viszonylag kis nedvességtartalom és alacsony pH-érték mellett növekedni. Nitrogénszükségletük szintén alacsony, megközelítőleg fele a legtöbb baktérium nitrogénszükségletének.

Viszonylagos savtűrő képességük (a legtöbb gombafaj környezeti pH optimuma 5-6) és cellulózbontó enzimeiknek köszönhetően néhány ipari eredetű szennyvíz kezelésénél és a szilárd szerves hulladékok komposztálásánál játszanak fontos szerepet.

Algák

Az algák egy- vagy többsejtű, autotróf, fotoszintetizáló mikroorganizmusok. Technológiai jelentőségük a tavas tisztításnál kerül előtérbe. Azaerob és a fakultatív tavakban az algák a baktériumokkal anyagcsere- kölcsönhatásban állnak. Az algák fotoszintéziséből felszabaduló oxigén felhasználásával a baktériumok oxidálják a szerves anyagokat, a széndioxidot, nitrátokat és foszfátokat szabadítunk fel, melyek az algák táplálkozásában felhasználódnak és ezek fotoszintézise folyamán Újra oxigén termelődik. A folyamatot az alábbi vázlat szemlélteti:



Az algák a nitrogén- és foszforvegyületek eltávolításával csökkentik a víz tápelem-tartalmát. A szennyezett vizekbe jutó mosószerek, detergensok komplex foszfátvegyületei a baktériumok foszfatáz-enzim tevékenysége folytán az algák számára felvehető ortofoszfátokká hidrolizálódnak. A foszfor gyors és nagy mennyiségű felvétele függ a víz oxigén-ellátottságától (ld. @ fejezet).

Az algák az ammónia-nitrogént is képesek eltávolítani a szennyezett vizekből, pl. istállók szennyvizéből is.

Hosszas alkalmazkodás után bontják a rovarirtó szereket (pl.DDT) is, valószínűleg adaptív enzim-indukció folytán.

Más szempontból bizonyos alga-fajok jelenléte, illetve elszaporodása nem kívánatos, mivel az általuk termelt szerves anyagok másodlagos szennyezést okoznak.

Metabolizmus termékeik megromthatják a víz ízét - ivóvíztisztításnál ezért jelenlétük káros -, megváltoztathatják a víz színét, sőt keménységi fokát is.

Egyes moszatszervezetek jelenléte, illetve kisebb, vagy nagyobb egyedszáma jelzi a vizek szennyezettségi fokát. Ilyen indikátor-szervezet pl. a Selenastrum capricornutum nevű zöldalga, amely az édesvizek eutrófia fokának megfelelően fejlődik.

Protozoák és kerekesszék

A protozoák aktív mozgásra képes, többnyire egysejtű élőlények. legtöbb képviselőjük aerob heterotrof. A protozoák általában nagyobb sejt mérettel jellemezhetőek, mint a baktériumok, sőt gyakran azokkal táplálkoznak. Technológiai szerepük ennek megfelelően az elfolyó víz baktériumtartalmának és egyéb lebegő-szervesanyag tartalmának csökkentése.

A kerekesszék aerob, heterotróf többsejtű állatok. Jelentőségük a protozoákhoz hasonló. egyes protozoák és kerekesszék az eleveniszapos szennyvíztisztítás során mint indikátorszervezetek szerepelnek. Jelenlétükből bizonyos üzemeltetési paraméterekre, pl terhelés mértéke lehet következtetni.

2.3.2. Az anyagcsere-folyamatok szempontjából fontosabb vegyületek

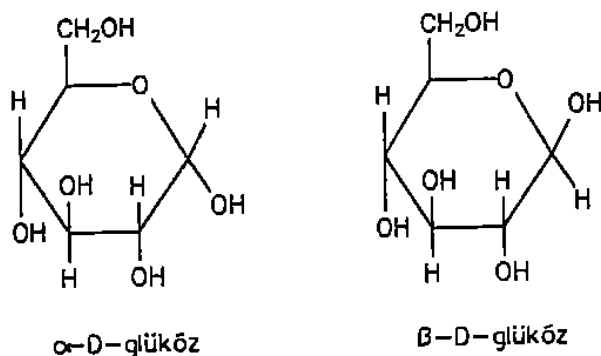
Az anyagcsere-folyamatok - így a szennyezőanyagok biológiai konverziójának - pontos megértése érdekében szükségeszerű bizonyos szerves vegyületek felépítésének és élettani szerepének ismertetése.

A **szénhidrátok** a természetben széleskörben elterjedt vegyületek, a legtöbb mikroorganizmus számára táplálékként szolgálhatnak. Három fő csoportba oszthatók:

- **egyszerű cukrok** (monoszacharidok),
- **összetett cukrok** (oligoszacharidok), amelyek molekulái több (2-10) egyszerű cukormolekula összekapcsolódása révén jönnek létre és
- **poliszacharidok**, amelyek igen nagyszámú (esetleg több ezer) egyszerű cukormolekulából épülnek fel.

Az egyszerű cukrok 3-7 szénatomot tartalmaznak molekulánként, a legközönségesebbek a pentózok (öt szénatomot tartalmaznak) és a hexózok (hat szénatomot tartalmazók).

A glükóz $C_6H_{12}O_6$ tapasztalati képlettel jellemezhető hexóz, szerkezeti képletét a 2.11. ábra szemlélteti. Két sztereoizomerje létezik, α - és β - glükóz. A két sztereoizomer fizikai és kémiai tulajdonságai megegyeznek, azonban az eltérő sztereoizomerek összekapcsolódásával eltérő oligoszacharidok jönnek létre. Két α -glükóz kondenzációjával trehalóz, egy α - és egy β - glükóz kondenzációjával maltóz, két β - glükóz összekapcsolódásával pedig cellobióz jön létre. A polimerizáció fokának előrehaladtával a különbségek mindjobban kiéleződnek: így a maltóz az amilóz (keményítő), a cellobióz pedig a cellulóz építőköveként fogható fel. A poliszacharidok nehezen jellemezhetők diszkrét molekulasúlyal. A különböző forrásokból származó amilózokban 4-400 ezer molekulasúlyú komponensek találhatók, míg a cellulóz átlagos molekulasúlya 35-300 ezer.

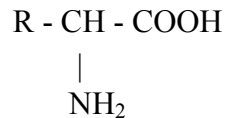


2.11. ábra A glükóz szerkezeti képlete

A zsírszerű anyagok, **lipidek** alatt a sejtekből apoláros oldószerekkel kivonható anyagokat értjük. Kémiai összetételük alapján megkülönböztetünk neutrális zsírokat, amelyek hosszabb láncú (Legalább 12 szénatomot tartalmazó) zsírsavak és alkoholok

(leggyakrabban glicerin) észterei. A sejtekben tartalék táplálék- és energiaforrásként halmozódnak fel. Az összetett lipidekben a fentiekén kívül egyéb vegyületek is találhatóak. A foszfolipidekben például a glicerin egyik alkoholos -OH csoportját foszforsav észterezi. jelentős szerepet játszanak a különböző membránstruktúrák (citoplazma-membrán, maghártya stb.) kialakításában.

A **proteinek** (fehérjék) a sejtek nélkülözhetetlen alkotóelemei, a mikróbasejtek szervesanyag-tartalmának kb. 50%-át teszik ki. Az aminosavak polimerjeiként származtathatók, melyek általános képlete:



A fehérjékben 22 különböző aminosav található. Az oldallánc (R-) egyszerű hidrogénatom, nyílt szénlánc, aromás-, sőt heterociklusos gyűrűs szerkezet is. Az aminosavak egymással peptidkötést (CONH) alkotva alakítják ki polipeptid láncot. A fehérjék tulajdonságait azonban nem csak az aminosavak sorrendje határozza meg, hanem háromdimenziós szerkezetük is, amelyet másodlagos kötések (H-híd kötés, diszulfid-híd-kötés) stabilizálnak.

Az egyszerű proteineken kívül, amelyen kizárólag polipeptid-egységekből épülnek fel, léteznek összetett fehérjék is, amelyek nem fehérjeszerű komponenseket is tartalmaznak. így megkülönböztetünk lipoproteideket (lipid+protein), glikoproteideket (szénhidrát+protein) és metalloproteideket (fémion+protein) stb.

Az **enzimek**, a sejtekben lejátszódó biokémiai reakciók katalizátorai szintén fehérjék, bár jelentős részük a fehérje mellett nem-fehérje alkotórészt is tartalmaz, melynek jelenléte feltétlenül szükséges a katalitikus aktivitáshoz. Ezt a nem-fehérje komponenszt koenzimnek; a koenzim nélküli fehérjét apoenzimnek; a kettő komplexét pedig holoenzimnek nevezzük.

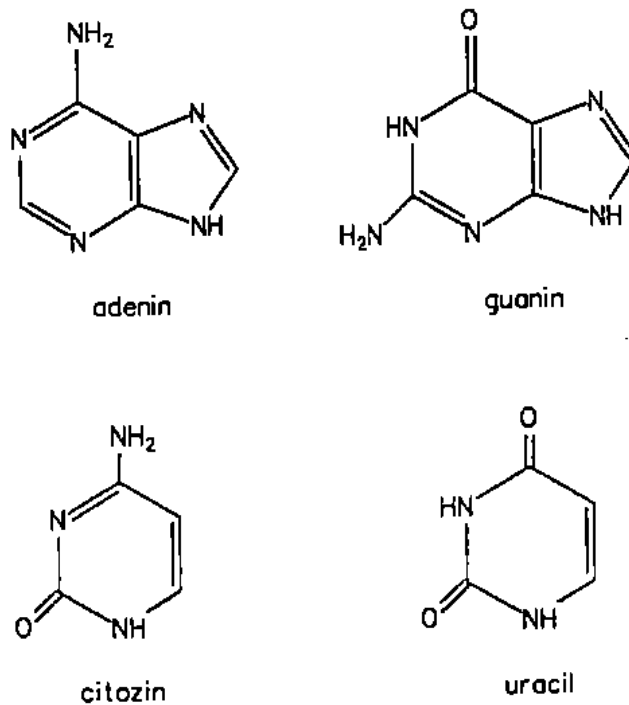
A **koenzimek** gyökátviteli reakciók partnerei, így minden koenzimnek van egy, a kérdéses gyök domoraként és egy akceptorként működő formája, melyek állandó ciklikus változáson keresztül alakulhat át egymásba. Mivel számos különböző enzimmel is alkothatnak komplexet, az anyagcserefolyamatok szerveződésében jelentőségük kiemelkedő.

A koenzimek által átvitt gyökök lehetnek különböző molekularészek, mint például metil- vagy acilcsoport, míg az oxidoredukciós koenzimek esetében hidrogén vagy csupán egy elektron. Néhány fontosabb koenzim és az általuk átvitt gyökök megnevezését a 2.7. táblázat tartalmazza.

2.7. táblázat Néhány fontosabb koenzim és szerepe

Koenzim megnevezése	Átvitt gyök
Nikotinsavamid-adenin-dinukleotid (NAD)	Hidrogén
Nikotinsavamid-adenin-dinukleotid foszfát (NADP)	Hidrogén
Flavin-adenin-dinukleotid (FAD)	Hidrogén
Koenzim - A (KoA)	Acilcsoport
Kobalamin (B ₁₂ -vitamin)	Metilcsoport

A **nukleinbázisok** nitrogéntartalmú aromás vegyületek. Két típusuk lehetséges, pirimidinek és purinok. A purinvázis származékok az adenin és a guanin, a primidinvázis származékok pedig az uracil, timin, citozin illetve az oximetil-citozin.



2.12. ábra A fontosabb nukleinbázisok szerkezeti képlete

A **nukleotidok** nukleinbázisból, ribózból (öt szénatomos monoszacharid) és foszforsavból álló vegyületek. Jelentőségüket példázza, hogy a 2.7. táblázatban szereplő koenzimek egy része szintén nukleotid. Kiemelkedő fontosságú nukleotidok az adenzin-difoszfát (ADP) és az adenzin-trifoszfát (ATP).

A táplálékmolekulák lebontásakor felszabaduló kémiai energia minden élő sejtben az ATP szintézisére fordítódik. Az ATP nagyenergiájú foszfátkötéseiben jelentős energia tárolható. A sejtekben lejátszódó minden energiaigényes folyamat energiaszükségletét az

ATP-nek ADP-vé való hidrolízise során felszabaduló (kb. 3056 KJ/mol) kémiai energia fedezi. Az ATP-ADP rendszer - a koenzimekhez hasonlóan az alábbi egyenletnek megfelelő állandó ciklikus átalakuláson megy keresztül:



A nukleotidok polikondenzációjával származtathatók a **nukleinsavak**. Kémiai szerkezetük alapján a nukleinsavak két csoportját különböztetjük meg, nevezetesen a ribonukleinsavakat (RNS) és a dezoxiribonukleinsavakat (DNS). Ez az osztályozás a nukleinsavakat felépítő nukleotidok cukor komponense - ribóz, vagy dezoxiribóz (a 2. szénatomon -OH csoportot nem tartalmazó ribóz) - szerint történik.

A DNS a sejtmagban, illetve sejt- maganyagban található, jelenlegi ismereteink szerint egyetlen szerepe a genetikai információ tárolása, illetve továbbadása a sejtosztódás során. A DNS rendkívül nagy molekula, az E.coli egyetlen gyűrűs kromoszómájának molekulatömege $2 \cdot 10^9$

Az RNS különböző funkciójú fajtái a genetikai információ továbbításában és közvetlenül a fehérjeszintézis "irányításában" vesznek részt.

2.3.3. Az anyagcsere: a biológiai konverzió folyamata

Mivel a biológiai szennyvíztisztítás gyakorlatában a baktériumok szerepe szinte kizárólagos, e fejezetben a baktériumok anyagcseréjének alapvető folyamatait tekintjük át. Megjegyezzük azonban, hogy e folyamatok döntő többsége a magasabbrendű szervezetekben is lejátszódik, az anyagcsere elemeit képezi.

A baktériumsejt működése rendkívül sokirányú. A funkciók közül a sejttömeg gyarapodását, a növekedést tekinthetjük a legfontosabbnak, ami a sejtalkotók (kromoszómák, enzimek, membránok stb.) szintézisét jelenti, amelyhez két dologra van szükség:

- a szerves makromolekulák "alapelemeit" képező egyszerű, kis molekulatömegű szerves anyagokra, amelyet a baktériumsejtek általában a táplálék (egyéb szerves molekulák) lebontása eredményeként állítanak elő, valamint
- energiára, melynek befektetése szükséges a szerves makromolekulák újra-előállításához.

Azoknak a biokémiai folyamatok rendszerét, melyek során a táplálékból új sejtanyag keletkezik **anyagcserének** (metabolizmus) nevezzük. Az anyagcsere két alapvető lépésre bontható. A **katabolizmus** során a táplálék komplex szerves anyaga lebomlik, egy része a bioszintézis "alapanyagául" szolgál, más része kis energiatartalmú vegyületekké (széndioxid, víz) alakul és a lebontásuk során felszabaduló energia nagy energiatartalmú kötésekben raktározódik. A második lépés a szervezett bioszintézise, az **anabolizmus**.

Az új sejtanyag felépítése - mint az anyagcsere elsődleges céljának - szempontjából a metabolizmus alapvető funkcióit az alábbiakban foglalhatjuk össze:

- a szerves makromolekulák előállítását az anyagcsere anyagaiból v. közbelső termékeiből,
- a lebontás során felszabaduló energia tárolása: ATP előállítását ADP-ből és szervetlen foszfátból,
- az oxidációs-redukciós egyensúly fenntartásához szükséges redukáló ágensek (pl. NADP.H₂) előállítását.

Az előzőekben ismertetett felosztás értelmében az anyagcsere funkciói a katabolizmus fogalmkörébe tartoznak. Azokat a biokémiai reakciókat, amelyek a fenti alapvető működésekkel kapcsolatosak, az anyagcsere kulcsreakcióinak nevezzük.

A makromolekulák aegységeihez zsírsavak, monoszacharidok, nukleobázisok tartoznak. Ezeket az anyagokat a sejt a környezetéből is felveheti, vagy bioszintetikus úton maga állítja elő, az anyagcsere úgynevezett "kulcs" intermedierjeiből. Ezek a legtöbb szervezetben közös, viszonylag kis számú anyagcsere út termékei. A bioszintézis ilyen kulcs intermedierjei a glükóz-1-foszfát, 3-foszfó-glicerín-aldehid, P-enol-piruvát, piruvát; a direkt oxidáció révén előállított pentóz-foszfátok és a D-eritroz-4-foszfát; valamint az acetyl-KoA, oxálacetát, α -keto-glutarát és a CO₂.

Az energia tárolása, vagyis az ATP előállítását a nem fotoszintetizáló szervezeteknél két általános mechanizmus szerint történik, s melyeket szubsztrát foszforilációnak, illetve oxidatív foszforilációnak nevezünk. Mindkét esetben ADP-ből és szervetlen foszfátból valamely anyagcsere intermedier kémiaiilag kötött energiájának hasznosításával ATP keletkezik.

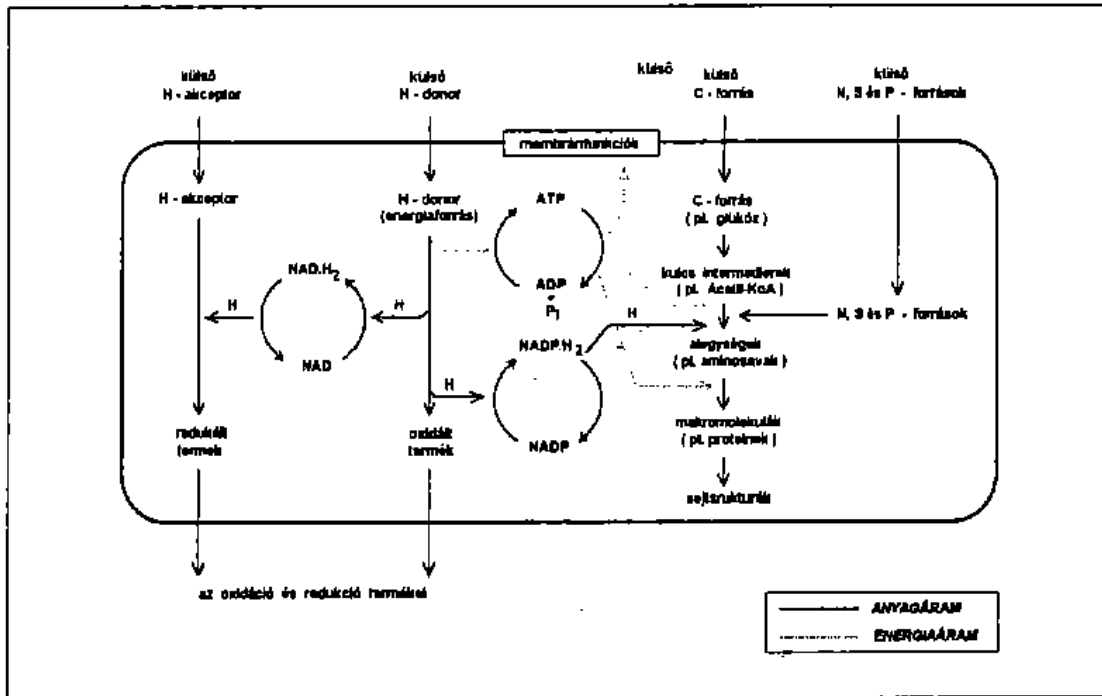
A katabolizmus számos oxidatív lépése, melynek kapcsán ATP keletkezik, a NAD, vagy a NADP redukciójával jár együtt. Az oxidációs-redukciós egyensúly fenntartásának értelmében, ha egy szénforrásként felhasználható redukáltabb, mint a bioszintézis termékei, oxidációja bizonyos nukleotidok redukálását (H-felvétel) eredményezi. Egyes intermedierek redukciója során a NAD, NADP (vagy FAD) koenzimek redukált formái hidrogént adnak le, oxidált formájukba mennek át.

Az anyagcsere egyszerűsített vázlatát a 2.13. ábra szemlélteti. A baktériumsejt környezetéből szénforrást, energiaforrást és különböző egyéb tápanyagokat (N, S, P-forrás, vitaminok) vesz fel. A szénforrás anyagcsereje eredményezi a már említett "kulcs" intermediterket, amelyekből a sejt a makromolekulák aegységeit szintetizálja. Az energiaforrások oxidációja során felszabaduló energia egyrészt bizonyos sejtfunkciók fenntartására (mozgás, ozmotikus munka, bioszintézis) fordítódik, másrészt az ATP közreműködésével makromolekulák aegységeinek aktiválását szolgálja. Az aktivált aegységek makromolekulákká polimerizálódnak. A folyamat eredménye a sejt növekedése, majd osztódása, a szaporodás.

A szén- és energiaforrás lehet ugyanaz az anyag (pl. glükóz), de lehetnek különböző molekulák is, - pl. CO₂, mint szénforrás, NH₃ mint energiaforrás.

Az oxidáció során az energiaforrás által leadott elektronok természetesen nem maradhatnak a sejtben. Az élőlényeknek szüksége van olyan anyagokra, melyek az elektronokat és sok esetben hidrogént felvéve, redukált formában távozik a sejtéből.

Ezeket az anyagokat terminális elektronakceptoroknak nevezzük. Ez aerob szervezetek esetén O_2 , az anaeroboknál lehet valamely szervesen vegyület, vagy szénforrás lebontásának valamely szerves mellékterméke. Egy számos baktérium képes növekedni glükóz jelenlétében, amelyet anaerob körülmények között szén- és energiaforrásként továbbá H-akceptorként egyaránt használ fel.



2.13. ábra A baktériumsejt anyagcseréjének vázlatja.

2.3.3.1. A mikrobiális anyagcsere típusai

Amint azt a 2.13. ábra mutatja egy sejt anyagcseréjének típusát alapvetően három tényező határozza meg: a szénforrás, az elektrondonor és az elektronakceptor minősége. Az élőlények korszerű csoportosítása is ezen anyagok fajtája szerint történik.

Azokat az élőlényeket, melyek szénforrása szerves anyag (CO_2) autotrófoknak (pl. a magasabbrendű növények), a szénforrásként szerves anyagokat, használókat pedig heterotrófoknak nevezzük. A bioszintézisre fordított energia eredete szerint megkülönböztetünk kemotróf élőlényeket, amelyek a természetben található szervesen, vagy szerves redukált anyagok oxidációja során felszabaduló kémiai energiát hasznosítják, valamint fototróf szervezeteket melyek a nap sugárzó energiája segítségével az oxidált vegyületeket redukálják és ezzel lehetővé teszik bejutásukat saját és a kemotrófok oxidációs rendszereibe.

A kemotróf szervezeteket energiaszerző mechanizmusok, vagyis az elektrondonor és elektronakceptor fajtája szerint további öt csoportba oszthatjuk. A felosztást a 2.8. táblázat tartalmazza.

2.8. táblázat A kemotróf szervezetek csoportosítása energiaszolgáltató oxidációs-redukciós mechanizmusaik alapján

Elektron donor	Elektron-akceptor		
	Szervetlen vegyületek (légzés)		Szerves vegyületek
	O ₂ (aerob légzés)	NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , CO ₂ (anaerob légzés)	(fermentáció)
Szervetlen vegyületek	I. Szervetlen anyagok aerob légzése Pl: nitrifikáció	II. Szervetlen anyagok anaerob légzése Nem létezik Pl: autotrof denitrifikáció metánosítás (CO ₂ +H ₂ =CH ₄)	
Szerves vegyületek	III. Szerves anyagok aerob légzése Pl: elevenisztisztítás mikroorganizmusai	IV. Szervetlen anyagok anaerob légzése Pl: heterotróf denitrifikáció	V. Szerves anyagok fermentációja Pl: tejsavas erjedés

Azokat az élőlényeket, amelyek elektrondonorként szervetlen vegyületek hasznosítanak, litotróf; amelyek e célból szerves vegyületet igényelnek, organotróf szervezeteknek nevezzük. A fenti fogalmak bevezetésével könnyen eligazodhatunk a teljes élővilág alapfolyamataiban. Példaként végezzük el néhány, a biológiai szennyvíztisztítás valamely folyamatában lényeges szerepet játszó mikroorganizmus besorolását:

- 1./ A biológiai nitrifikálás folyamatában kulcsszerepet játszó *Nitrosomonas sp.* számára a szénforrást a CO₂ jelenti (szervetlen C forrás: autotróf). Az energiát az ammónia (szervetlen vegyület) oxidációjával nyeri (kemotróf), így az ammónia egyben elektronforrás is (szervetlen elektronforrás: litotróf). A *Nitrosomonas sp.* tehát **kemolitotróf autotróf** szervezet.
- 2./ Az ivóvíz denitrifikálására alkalmas *Pseudomonas denitrificans* szénforrása propionsav, etanol vagy glükóz (szerves anyag lehet). Elektronforrásként ugyanezen anyagok szolgálhatnak, míg a baktérium energia szükségletét is ezen vegyületek oxidációjával nyeri. A *Pseudomonas denitrificans* **kemoorganotróf heterotróf**.

3./ A zöldalgák (mint más magasabbrendű növények) szénforrása CO₂, elektronforrásuk a víz, a bioszintézishez szükséges energiát a napfényből nyerik. A zöldalgák **fotolitotróf autotrófok**.

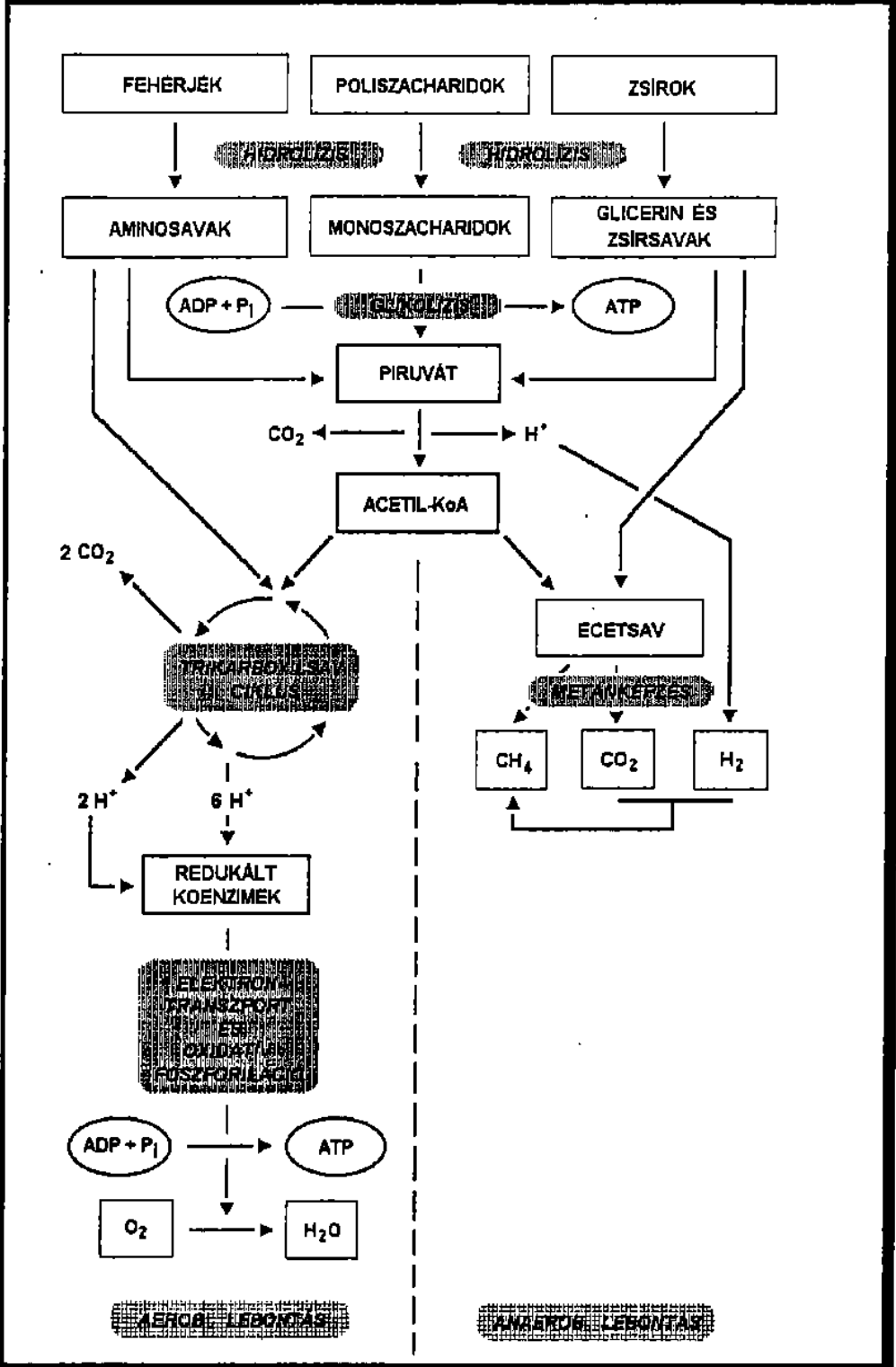
A 2.8. táblázat segítséget nyújt a légzés és az erjedés (fermentáció) fogalmának pontos tisztázásához. **Légzésnek** nevezzük azokat a biológiai redoxifolyamatokat, ahol az elektron (hidrogén) akceptor szervetlen vegyület. Ha ez légköri molekuláris oxigén, akkor **aerob légzésről** beszélünk, ha más vegyület, akkor **anaerob légzés** zajlik. Ha az elektron- (hidrogén) akceptor szerves vegyület, **fermentációról** (erjedés) beszélünk. Látható, hogy míg technológiai szempontból az aerob légzés eredménye a szerves szennyezőanyagon szén-dioxiddá és vízzé alakítása, valamint az ammónia nitráttá oxidálása lehet, az anaerob légzés - az elektronakceptor fajtájától függően denitrifikációhoz, szulfát redukcióhoz és a szerves komponensek metánná alakításához vezethet.

2.1.3.2. A katabolizmus főbb reakcióútjai

Mint azt korábban már hangsúlyoztuk az anyagcsere célja az új sejtanyag szintézise, a baktériumok "ennek érdekében" veszik fel és alakítanak át bizonyos, a környezetükben levő anyagokat. A biológiai szennyvíztisztítás célja azonban kizárólag ezen anyagok eltávolítása (a sejtszaporulat, fölösiszap képződés mint "elkerülhetetlen rossz" jelentkezik), így elegendő csak a lebontás, a katabolizmus elterjedtebb reakcióútjait áttekinteni.

A kezelendő szennyvízben a szerves szennyezőanyagok legtöbbször komplex makromolekulák - fehérjék, poliszacharidok, zsírok - formájában vannak jelen, melyek lebontása több lépcsőben játszódik le.

A három fő tápanyagkomponens (fehérje, szénhidrát, lipid) energiaszolgáltató lebontásának komplex, aerob és anaerob reakcióutakat összefoglaló vázlatát a 2.14. ábra mutatja be.



2.14. ábra A katabolizmus reakcióútjai

A lebontás egyes lépéseinek részletes tárgyalása előtt feltétlenül említést érdemel a piroszőlősav (CH_3COCOOH) központi szerepe. A szénhidrátok és proteinek lebontása a piroszőlősavig mind oxigén jelenlétében, mind annak hiányában azonos módon megy végbe. Ezen a ponton a reakciósor elágazik, anaerob környezetben a piroszőlősavból alkohol, vagy szerves savak keletkeznek, míg aerob körülmények között a piroszőlősavból oxidatív dekarboxilezés után aktivált ecetsav (acetyl-CoA) keletkezik, melynek teljes elégetése a trikarbonsav ciklusban valósul meg.

A zsírsavak oxidációjának eredménye acetyl-CoA, mely később a reakciósor megfelelő pontján kapcsolódik be a katabolitikus folyamatokba.

A hidrolízis

A fehérjék, poliszacharidok és lipidek molekulái túl nagyok ahhoz, hogy a sejtmembránon áthatoljanak, így a baktériumsejtek számára közvetlenül nem hasznosíthatóak. A hidrolízisre képes baktériumok extracelluláris enzimeket termelnek, így a reakció a sejteken kívül történik.

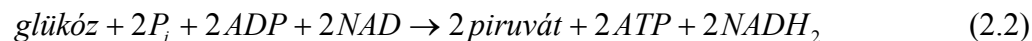
A poliszacharidok bontását végző legfontosabb enzimek az amilázok és cellulázok, míg a fehérjebontó enzimeket proteázoknak nevezzük.

A poliszacharidok és proteinek hidrolízisét számos obligát vagy fakultatív anaerob baktérium végzi. A reakció termékeinek (monoszacharidok, aminosavak, hosszabb-rövidebb láncú zsírsavak) felhalmozódása sohasem figyelhető meg, mivel azok a mikroorganizmusok számára könnyen felvehetőek és azok a baktériumok, amelyek a hidrolizáló enzimet termelik, azonnal felhasználják ezeket a monomereket energiaszerző reakcióik során.

A glikolízis (Embden-Meyerhof-féle lebontás)

Glikolízisnek nevezzük a glükózból triózfoszfáton keresztül piroszőlősav keletkezéséig tartó reakciósorozatot. Bár a lebontásra kerülő szénhidrátok a glükózon kívül más cukrokat és cukorszármazékokat is tartalmaznak - mivel a különböző monoszacharidok egymásba átalakulhatnak - ezek lebontása végső soron a glükóz lebontásának útjára terelődik.

A glikolízis két fő szakaszra osztható, az első szakaszban a glükóz két molekula ATP felhasználásával foszforilálással aktiválódik és széthasad. A második szakaszban - mely cukorfajtára egyformán zajlik le - piruvát képződik, minek során a különböző oxidációs és redukciós mechanizmusok következtében glükóz molekulánként négy ATP molekula képződik. A reakciósor nettó egyenlete mutatja, hogy a glikolízis két molekula ATP "energianyereséget" eredményez:

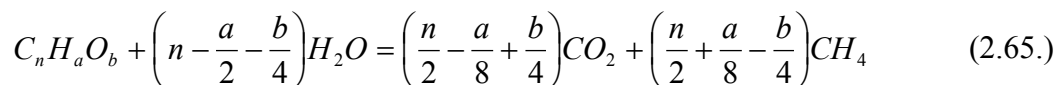


ahol P_i jelöli a szervetlen foszfátot

A glikolízissel párhuzamosan folyik a hidrolízis többi termékének átalakítása. Az aminosavak különböző dezaminálási mechanizmuson keresztül oxosavakká alakulnak. Néhány aminosavból (alanin, treonin, glicin, szerin és cisztein) ugyancsak piroszőlősav keletkezik, amely belép a különböző légzési vagy fermentációs reakciósorokba.

Anaerob katabolizmus

Anaerob lebontásnak azt a folyamatot nevezzük, melynek során a szerves szennyezőanyagok oxigénmentes körülmények között disszimlálódnak. Ha a folyamat teljes mértékben végbemegy, illetve oxigén, szulfát, és nitrát hiányában, amikor a széndioxid az egyetlen lehetséges elektronakceptor, végtermékként metán és széndioxid keletkezik, melyek mennyisége elméletileg a következő egyenlet sztöchiometriai együtthatóiból számítható, amennyiben a táplálékként szolgáló szerves vegyület kizárólag szénhidrogén és oxigénatomokból épül fel:



A biomassza molekulái azonban gyakran nitrogén és kénatomokat is nagy mennyiségben tartalmaznak, minek következtében a biogáz kénhidrogénnel és ammóniával szennyezett. Az anaerob szervesanyag lebontás heterogén mikrobapopuláció hatására lejátszódó többlépcsős folyamat, melynek elemei a már tárgyalt hidrolízis, a savképzés mely magában foglalja a már szintén tárgyalt, minden cukorfermentációra képes szervezetben lejátszódó glikolízist, valamint az ehhez kapcsolódó különböző fermentációkat és az ecetsavképzést (acetogenezis); végül a metánképzést.

A **fermentációk** típusait három csoportba sorolhatjuk:

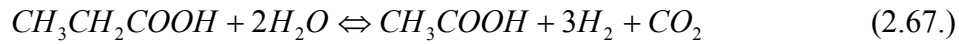
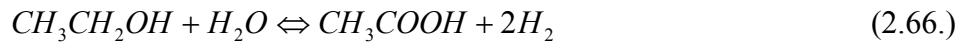
- 1./ Az Embden-Meyerhof-féle glikolitikus úthoz csatlakozó fermentációk
- 2./ A hexóz-monofoszfát-söntön alapuló fermentációk
- 3./ Különböző speciális utakon végbemenő fermentációk

Terjedelmi okok miatt csak a legáltalánosabb, a glikolízishez kapcsolódó fermentációkkal foglalkozunk. A 2.64. egyenlet alapján látható, hogy a glikolízis során a piroszőlősav mellett - glükózmolekulaként - 2 molekula ATP és két redukált NAD keletkezik.

Utóbbiak vagy közvetlenül a piruvátot (tejsavas erjedés esetén), vagy más szerves származékokat redukálva regenerálódnak. E csoport különböző fermentáció típusok abban különböznek tehát, hogy a piruvátból milyen redukált termékek keletkeznek, ami viszont a különböző mikroorganizmusok enzimekészetének függvénye.

A szennyvíztisztítás gyakorlatában előforduló legfontosabb fermentációs termékek a különböző kismolekulájú szerves savak: az ecetsav, propionsav, vajsav, ez utóbbiak izomerjei; a tejsav; és az etilalkohol.

A fermentáció metabolitjai közül csak az ecetsav szolgál közvetlen szubsztrátként a lebontási lánc terminális tagjai, a metanogén szervezetek számára. A többi fermentációs terméket, az acetogén mikroorganizmusok acetáttá és hidrogénné alakítják. E folyamat neve ecetsavképzés, **acetogenezis**. Etanol és propionsav esetében a folyamat az alábbi reakcióegyenletek szerint zajlik:



Fenti reakciók lejátszódása csak a hidrogén alacsony parciális nyomása mellett válik termodinamikailag lehetségessé, így az az acetogén baktériumok csak hidrogén-fogyasztó mikroorganizmusokkal (pl. egyes metanogénekkal) trofikus kapcsolatban képesek növekedni. Ugyancsak ez a magyarázata annak a technológiai tapasztalatnak, hogy túlterhelt iszaprohasztóban - ahol magas hidrogén parciális nyomás alakul ki - az acetogenezis gátlása miatt elsősorban propionsav felhalmozódásával kell számolni. Az acetogén baktériumokról jelenleg még nagyon keveset tudunk, mivel rendkívül nehezen izolálhatók.

A **metanogenezis** (metánképzés) közvetlen szubsztrátjai az ecetsav, a metanol, egyes metil-aminok, valamint a hidrogén lehetnek.

A metanogén baktériumok a prokarióták egyedülálló, ősi csoportját alkotják. A ma ismert metanogének többsége kemolitotróf autotróf, vagyis a kémiai energiát a hidrogén oxidációjával nyerik, terminális elektronakceptoruk a széndioxid (pl. *Methanobacterium*). Bár a szennyvíztisztítás szempontjából nagyobb jelentőségűek, jóval kisebb az olyan kemoorganotróf heterotróf törzsek száma, amelyek szubsztrátja szerves anyag, pl. ecetsav lehet. Ilyen baktériumok a *Methanothrix soehngenii* és a *Methanosarcina barkeri*, amely utóbbi képes formiát, metanol és egyes metil-aminok hasznosítására is. Mivel ebben az esetben az elektron donor és akceptor ugyanaz a szerves molekula, egy speciális fermentációról beszélünk, ellentétben a *Methanobacterium* anaerob légzésével.

Jelenleg nem ismeretes, hogy a széndioxid metánná történő redukciója során mennyi ATP termelődik, továbbá, hogy e két folyamat miként kapcsolódik össze. A reakció során ugyanis megközelítően annyi energia szabadul fel, amennyi a növekedő baktériumokban ADP-ből és szervesetlen foszfátból egy mol ATP előállításához szükséges. Az acetátból kiinduló metános fermentáció esetén a kérdés még élesebben vetődik fel, a folyamat kedvezőtlenebb energetikája miatt.

Aerob katabolizmus

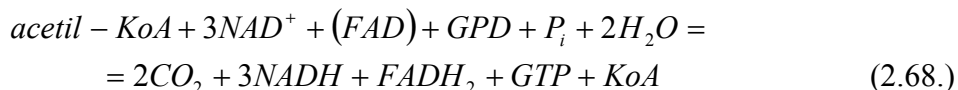
Az aerob sejt fő energianyerő mechanizmusa a légzés, vagyis a tápanyagok enzimes oxidációja, mely folyamatban a terminális elektronakceptor a molekuláris oxigén. A légzés az alábbi szakaszokra bontható:

- a piruvát oxidációja,
- a trikarboxilsav-ciklus
- az elektrontranszporthoz kapcsolódó oxidatív foszforiláció.

Az első lépésben a **piruvát oxidációja** megy végbe, minek következtében acetil-koenzim-A keletkezik. Mint az előbbieken már láttuk, a különböző tápanyagok hasznosítási folyamatainak első lépéseinél számos anyagcsere-út jöhet számításba. Ezzel szemben valamennyi tápanyag oxidációjának végső lépései a trikarboxilsav ciklusba torkollnak. A zsírok és a szénhidrátok acetil-KoA-vá oxidálódnak és ilyen alakban lépnek a ciklusba. A proteinek alkotó aminosavak egy része szintén piruváttá, majd

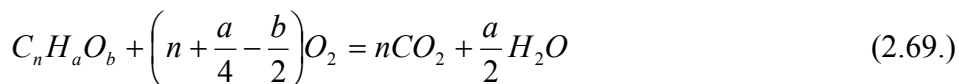
acetyl-KoA-vá, más részük α -keto-glutaráttá vagy oxálcetsavvá oxidálódva a trikarboxilsav ciklushoz különböző pontokon kapcsolódhatnak.

A **trikarboxilsav ciklusban** - amit más néven citrát ciklusnak vagy Szent-Györgyi-Krebs-ciklusnak is neveznek - az acetyl-KoA oxálcetsavval kapcsolódva citromsavat képez, amely az oxidációk és dekarboxilációk során át oxálcetsavvá alakul vissza. Minden ilyen ciklusban két-két CO_2 -molekula, négy pár koenzimekhez kötött hidrogénatom, valamint 2 mol guanin-trifoszfát (GTP) keletkezik. A GTP energiája az ATP-nek felel meg, de bázisként adenin helyett guanint tartalmaz. Egy ciklus nettó reakcióegyenlete:



A trikarboxilsav ciklusban keletkező redukált NAD (NADH) belép az elektrontranszport láncba, amely elektrontranszport koenzimek és enzimek egymást követő sorozatból áll. A folyamat első lépésként a NADH flavoproteinekkal oxidálódik, miközben 1 ATP jön létre. A citokrómáncon áthaladó elektronáram alkalmával további két ATP keletkezik, míg végül a molekuláris oxigén redukálódik a hidrogénionokkal vizet képezve. Az oxidatív foszforiláció során tehát minden redukált oxigénatomra számítva 3 ATP keletkezik.

Összefoglalva, az aerob lebontás az alábbi nettó reakcióegyenlettel jellemezhető:



2.3.3.3. Az aerob és anaerob szervesanyag-lebontás szén- és energiamérlege

A legfontosabb energiatermelő folyamatok áttekintése után meghatározhatjuk az oxidatív foszforiláció energiamérlegét. Láttuk, hogy egy molekula NADH oxidációja az oxidatív foszforiláció során 3 molekula ATP szintéziséhez vezet. Számoljuk össze, hogy egy molekula glükóz teljes aerob lebontása hány molekula NAD redukációjához vezet:

- a glikolízis során glükózmolekulánként 2 NADH,
- a piruvát oxidációja során glükózmolekulánként 2 NADH,
- a trikarboxilsav-ciklusban ciklusonként 3, azaz glükózmolekulánként 6 NADH keletkezik.

Az összesen 10 NADH oxidációja 30 ATP keletkezését eredményezi. A 2.68. egyenlet alapján a trikarboxilsav-ciklusban egy glükózmolekula elégetése során 2 FADH_2 jön létre, mely újabb 4 ATP keletkezéséhez vezet. Így az oxidatív foszforiláció során minden lebontott glükózmolekula kémiai energiája 34 ATP polifoszfát-kötéseiben raktározódik. Fentiek alapján elvégezhetjük a glükóz teljes aerob és anaerob lebontásának energiamérlegét, amelyet a 2.9. táblázat mutat be.

2.9. táblázat 1 mol glükóz lebontásának energiamérlege aerob és anaerob lebontás során

Aerob lebontás		Anaerob lebontás	
Folyamat	Keletkező ATP (mol)	Folyamat	Keletkező ATP(mol)
Glikolízis	2	Glikolízis	2
Piruvát oxidáció	0	Ecetsavas erjedés	0
Trikarboxilsav ciklus	2	Metántermelés	2
Oxidatív foszforiláció	34		
Összesen	38	Összesen	4

Látható, hogy az aerob katabolizmus energetikailag sokkal kedvezőbb, mint az anaerob lebontás. Mint említettük a metanogenezis energetikája még tisztázatlan, így feltételeesen egy mol ecetsav metános fermentációja során keletkező 1 mol ATP-vel számolhatunk. A glikolízisre épülő fermentációs utakon ATP nem keletkezik, csupán a glikolízis során létrejött NADH oxidálódik, biztosítva a koenzim oxidált és redukált formájának egyensúlyát.

Az energiamérleg különbözőségéből két, a szennyvíztisztítás gyakorlatában fontos momentum következik. Az egyik, hogy az anaerob lebontás végtermékei nagy energiataralmú vegyületek, további felhasználásuk (pl. a metán elégetése) során a bennük lévő kémiai energia kiaknázható. A másik, hogy anaerob viszonyok között egységnyi tömegű szubsztrát lebontása esetén kevesebb energia fordítódhat a sejtek növekedésére és fenntartására, így a reprodukció (főlősiszap-képződés) jóval kisebb mértékű, mint aerob baktériumok esetén.

Az anaerob és aerob mikrobiális lebontás szén- és energiamérlegét a 2.10. táblázat mutatja be.

2.10. táblázat Az aerob és az anaerob mikrobiológiai lebontás szén- és energiamérlegének összehasonlítása

	Aerob körülmények	Anaerob körülmények
Szénmérleg	Kb. 50% épül be a biomasszába, 50% CO ₂ -dá alakul	Kb. 5% épül be a biomasszába és 95% pedig a biogázban jelenik meg
Energiamérleg	Kb 60% használdik el új sejtanyag képződé-	Kb. 90% a biogázban raktározódik, 5-7 % fordí-

se során, 40% a hőveszteség

tódik a sejt növekedésre, 3-5 % a hőveszteség

2.3.4. A mikroorganizmusok életműködését befolyásoló környezeti feltételek

A baktériumok hőmérsékleti optimumukat tekintve pszichrofilek, mezofilek és termofilek lehetnek. A mezofilek befolyásoló hőmérsékleti optimuma 30-40 °C között van és 7-45 °C szélesebb skálán, míg a termofilek általában 40-75 °C között szaporodnak. A hőmérsékletnek a baktériumok szaporodására gyakorolt hatása hasonló az enzimreakciók sebességére gyakorolt hatásához.

A pH szintén jelentős hatást gyakorol a mikroorganizmusok szaporodására. A citoplazmamembrán az ionok és ionizált vegyületek számára nehezen átjárható. Felépítéséből következően pH-ja közel neutrális. Ennek ellenére a baktériumok érzékenyek a pH-változásokra. Többségük pH 4,5-9,0 között szaporodik, bár intenzíven csak 1-2 pH intervallumon belül.

Láthatjuk, hogy az anyagcsere-folyamatokban meghatározó szerepük van a redoxi reakciónak, így a közeg redoxi potenciálja is fontos környezeti tényező, amit elsősorban az oxigén, de más elektronakceptorok jelenlétével függ össze.

A technológiai szakirodalomban elterjedt a reakciókörnyezet elnevezése a rendelkezésre álló elektronakceptorok szerint. Aerob a környezet, ha O₂ az elektronakceptor. Anoxikus a környezet, ha oxigént már nem, de NO₃⁻-ot, NO₂⁻-et még tartalmaz a rendszer. Anaerob környezetben már csak fermentáció és metánképzés játszódhat le; a rendelkezésre álló elektronakceptorok szerves molekulák és CO₂ lehetnek.

Az oxigénhez való viszonyuk szempontjából a baktériumokat a következő csoportokra oszthatjuk:

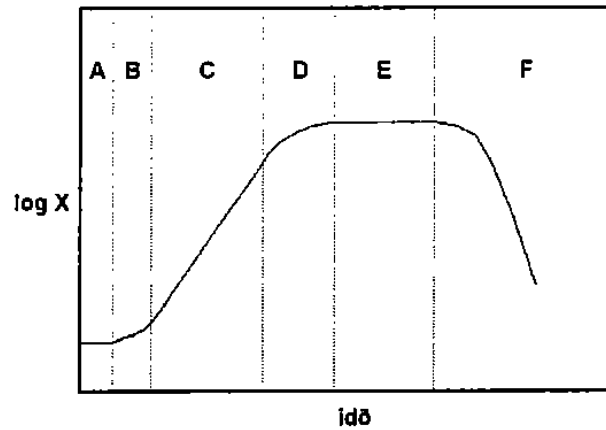
- Obligát aerob szervezeteknek nevezzük azokat a baktériumokat, amelyeknek a szaporodáshoz és az energianyeréshez feltétlenül oxigénre van szükségük.
- A fakultatív anaerobok oxigén jelenlétében és hiányában is képesek szaporodni.
- Az obligát anaerob baktériumok csak fermentációval képesek energiát nyerni, oxigén jelenlétében elpusztulnak.
- Az aerotoleráns fajok tipikus anaerob szervezetek, de oxigén jelenlétében nem pusztulnak el.

A szén- és energiaforráson kívül az új sejtanyag felépítéséhez szükséges valamennyi elemnek jelen kell lennie a közegben, a baktériumok számára felvehető formában. Megkülönböztetünk makroelemeket: C, O, H, N, P, S, K, Ca, és Mg, amelyeket az élő sejtek nagyobb mennyiségben igénylik, ezen kívül mikro- vagy nyomelemeket. Ez utóbbiak közül a Zn, Mn, Mo, Se, Co, Cu, Ni, V és a W a legfontosabbak.

2.3.5. A baktériumok növekedése

A baktériumok általában osztódással szaporodnak. Azt az időt, amely két osztódás között eltelik, generációs időnek nevezzük. A generációs idő 20 perctől néhány napig változhat. Tiszta baktériumtenyészet növekedési görbéjét szakaszos rendszerben a 2.15. ábra szemlélteti.

Szakaszos tenyészetben ez a szaporodási folyamat korlátozott és jellemző szakaszokra bontható.



2.15.ábra Baktériumok szaporodási görbéje

- A) Lag - vagy inkubációs - fázis. Az inokulum sejtjei ebben a szakaszban adaptálódnak az Új környezethez. A sejtek száma nem változik, aktivitásuk egyre nő.
- B) Gyorsuló szaporodási szakasz
- C) Exponenciális, vagy log fázis. Ebben a szakaszban a generációs idő a fajra jellemző minimális érték és állandó. A baktériumok száma folyamatosan megkettőződik, és exponenciálisan növekszik. Az idő és a baktériumszám logaritmusa között így egyenes arányosság áll fenn, ezért ezt a szakaszt logaritmikus, vagy log fázisnak is nevezik.
- D) Lassuló szaporodás szakasza
- E) Állandósult szakasz, a maximális szinten állandó élősejtszám szakasza, amelyet a sejtosztódás és sejtpusztulás egyensúlya jellemez.
- F) Pusztulási szakasz. Ebben a szakaszban a baktériumok pusztulási sebessége meghaladja az új sejtek képződésének sebességét. A pusztulási sebesség a baktérium fajtájától és a tenyészfeltételektől függ.

A fenti növekedési szakaszok természetesen csak akkor érvényesek, ha megfelelő mennyiség- tápanyag áll rendelkezésre. Ellenkező esetben tápanyag-limitált állapot következik be, a szaporodás sebessége csökkeni fog.

A szennyvíztisztítás gyakorlatában azonban a legtöbb folyamat során kevert mikrobapopulációval találkozunk, amelyekben az egyes fajok bonyolult táplálkozási kapcsolatrendszere alakul ki. Az egyes törzsek növekedési feltételeit a felhasználható tápanyag mennyisége, a hőmérséklet, pH, redox-viszonyok és egyes környezeti tényezők határozzák meg. Ezen környezeti tényezőktől függ, hogy a rendszerben jelenlévő

mikroorganizmusok közül mely, vagy melyek válnak dominánssá. Fontosak az egyes mikróbacsoportok közötti trofikus (táplálkozási) kölcsönhatások is.

Azokat a környezeti tényezőket, amelyek az egyes mikroorganizmusok viszonylagos mennyiségét szabályozhatják, szelekciós tényezőknél nevezzük. Ezeket a tényezőket két csoportra oszthatjuk.

Az elsődleges szelekciós tényezők a mikroorganizmusok fiziológiai tulajdonságain keresztül hatnak (pl. a szén- és energiaforrás minősége, az oxigén jelenléte, vagy hiánya), a másodlagos szelekciós tényezők hatásai ellenben a fizikai tulajdonságokon keresztül (mikrobacejt, illetve azok aggregátumainak mérete, tömege, ülepedési sebessége, a sejtfall töltése stb.) jutnak érvényre.

2.3.6. A mikroorganizmusok növekedésének kinetikája

Az előző fejezetben növekedési görbe exponenciális szakaszának jellemzéséhez bevezethetjük a fajlagos növekedési sebesség fogalmát (r_g). Ha a növekedés számára minden feltétel adott, vagyis a tápanyagok gyakorlatilag korlátlan mennyiségben állnak rendelkezésre, akkor ez a növekedési sebesség arányos a mikroba koncentrációval.

$$r_g = \frac{dX}{dt} = \mu X \quad (2.70.)$$

ahol: r_g - a növekedési sebesség
 X - a mikróbakoncentráció
 μ - a fajlagos növekedési sebesség
 t - az eltelt idő

A fajlagos növekedési sebesség az adott mikroorganizmusra és a szénforrásra jellemző. értéke csak abban az esetben állandó, ha a növekedéshez szükséges minden tápanyag elegendő koncentrációban van jelen. A legtöbb szennyvíztisztítási eljárásban azonban valamely tápanyag mennyisége korlátozott, ekkor szubsztrát limitációról beszélünk. A limitáló szubsztrát koncentráció fajlagos növekedési sebességre gyakorolt hatását a Monod nevéhez fűződő összefüggés írja le:

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \quad (2.71.)$$

ahol: μ_m - a maximális fajlagos növekedési sebesség
 S - a szubsztrát koncentráció
 K_s - a szubsztrát féltelítési állandója, amely fizikai tartalmát tekintve az a szubsztrát koncentráció, amelynél a fajlagos növekedési sebesség a μ_m értékének fele

A fenti egyenlet formailag teljesen megegyezik a 2.2.1. fejezetben ismertetett, az enzimreakciók sebességét leíró Michaelis-Menten féle egyenlettel. Egy olyan

rendszerben, amelyben valamely szubsztrát limitáló koncentrációban van jelen, a mikróbák növekedését nyilvánvalóan annak a szubsztrátnak a hasznosítási sebessége határozza meg. A szubsztrát hasznosítása pedig enzimreakció, amelyre érvényes a Michaelis-Menten féle egyenlet. Ennek megfelelően a fajlagos növekedési sebességet a szubsztrátkoncentráció függvényében ábrázolva a 2.4. ábrával megegyező alakú görbét kapunk. érvényesek a fejezetre tett megállapítások is. Érvényesek a 2.2.1. fejezetben tett megállapítások is. Eszerint ha a szubsztrátkoncentráció jóval nagyobb, mint a féltelítési állandó ($S \gg K_s$) a növekedés nulladrend-, ellenkező esetben ($S \ll K_s$) elsőrend- kinetikával közelíthető.

A szennyvíztisztítás gyakorlatában általában nem a keletkező baktériumtömeg, hanem a szubsztrátkoncentráció, amely a folyamat termékének minőségi jellemzője a legfontosabb paraméter. A növekedési és a szubsztráteltávolítási sebesség között a hozam bevezetésével teremthetünk kapcsolatot.

$$\frac{dX}{dt} = -Y \frac{dS}{dt} = -Yr_s \quad (2.72.)$$

ahol: r_s - a szubsztrátfelhasználási sebesség vagyis a szubsztrátkoncentráció változása az időben
 Y - a hozam, vagyis az egységnyi tömeg- szubsztrát eltávolítása során keletkező baktériumtömeg.

Definíció szerint:

$$Y = -\frac{dX}{dS} \quad (2.73.)$$

A 2.70., 2.71. és 2.72. egyenletek összevonásával megkaphatjuk, hogyan függ a szubsztrát eltávolításának sebessége magától a szubsztrátkoncentrációtól:

$$r_s = -\frac{\mu_m X S}{Y(K_s + S)} \quad (2.74.)$$

A biológiai szennyvíztisztító rendszerekben sohasem fordul elő, hogy azonos korú, pl. a logaritmusos szaporodás szakaszában lévő sejtek vannak jelen. Következésképpen a növekedési sebesség számítása során figyelembe kell vennünk a sejtek pusztulási sebességét is:

$$r_d = k_d X \quad (2.75.)$$

ahol: r_d - a pusztulási sebesség
 k_d - a pusztulási koefficiens

A tapasztalati (nettó) növekedési sebesség, így a növekedési és pusztulási sebesség (r_d) különbségéből adódik. A 2.70., 2.71. és 2.75. egyenletek összevonásával:

$$r_g' = r_g - r_d = \frac{\mu_m X S}{K_s + S} - k_d X \quad (2.76.)$$

ahol: r_g' - a nettó növekedési sebesség

Fentiekhez hasonlóan kiszámíthatjuk a tapasztalati (nettó) hozamot is:

$$Y' = -\frac{r_g'}{r_s} \quad (2.77.)$$

ahol: Y' - a nettó hozam

Egyes elsősorban ipari szennyvizek esetén a víz hasznosítható szubsztrátok mellett a növekedést gátló anyagokat, inhibítorokat is tartalmazhat. Ezek hatását a specifikus növekedési sebességre a Monod-egyenlet (2.71.) módosításával vehetjük figyelembe. Ezek a módosított egyenletek a korábbi megfontolások alapján a 2.5. – 2.8. ábrákon bemutatott enzim inhibíciós kinetikai egyenletekkel (kompetitív, nem kompetitív stb.) analóg formában írhatók fel.

Más esetben, pl. az ecetsavból kiinduló metánfermentáció során, maga a szubsztrát, az ecetsav fejti ki inhibítor hatást, ha egy adott optimális koncentrációnál nagyobb töménységben van jelen a rendszerben. A szubsztrát-inhibíció leírására legelterjedtebb az alábbi alakú Andrews-Noach egyenlet azonban ettől eltérő megközelítésekkel is találkozhatunk az irodalomban.

2.4. Reaktorok

2.4.1. Reaktortípusok

A szennyvíztisztítás eljárások döntő része valamilyen kémiai, vagy biokémiai reakción alapul, melyek megvalósítására reaktorokat alkalmazunk. Legáltalánosabban reaktornak nevezzük azt a jól elhatárolt "mikrokörnyezetet", ahol a makrokörnyezettől részben, vagy teljesen független, szabályozható környezeti feltételek (hőmérséklet, pH) mellett előre megtervezett kémiai, illetve biokémiai reakciók zajlanak. A fenti általános megfogalmazás értelmében a szennyvíztisztításban alkalmazott reaktortípusok felszereltsége, bonyolultsága igen eltérő lehet, mivel egy egyszerű stabilizációs tavat éppúgy reaktornak tekinthetünk, mint egy hőmérséklet és pH-szabályozóval ellátott, bonyolult kialakítású intenzív anaerob műtárgyat.

A reaktorokat a következő szempontok szerint csoportosíthatjuk

- A koncentráció időbeli változása alapján megkülönböztethetünk szakaszos, illetve folyamatos reaktorokat. Ha a koncentráció az időben nem változik, vagy - (gyakrabban)- ingadozik folyamatos, ha viszont meghatározott irányban változik, szakaszos reaktorokról beszélünk. A félfolyamatos, illetve rátáplálásos (feed-batch) rendszerekben a reakcióelegy koncentrációja periodikusan változik. A szennyvizek keletkezésének folyamatos jellege és a viszonylag nagyobb produktivitásuk miatt a szennyvíztisztítás gyakorlatában a folyamatos reaktoroknak van nagyobb jelentőségük.
- Az oldott anyagok koncentrációgradiense alapján megkülönböztetünk homogén és heterogén rendszereket. Homogén rendszerekben az oldott, vagy diszpergált anyagok (szubsztrát, sejt) koncentrációgradiense nulla, e rendszer tökéletesen kevert. Heterogén rendszerben a koncentráció a tér különböző pontjain eltérő. (A dugóáramlású Ideális csőreaktorban a szubsztrát, illetve a sejtek koncentrációja e betáplálási ponttól e kilépési pontig folyamatosan, jól definiálhatóan változik.) A gyakorlatban alkalmazott szennyvíztisztító műtárgyak közül a pl. a Caronssel rendszerű aerob szennyvíztisztítók (ld. fejezet) tipikus heterogén rendszerként jellemezhetőek, bár meg kell jegyeznünk, hogy a szennyvíztisztítási eljárásokban már csak e műtárgyak nagy térfogata miatt nem találkozhatunk tökéletesen kevert, homogén rendszerekkel.
- A biokatalizátor (élő sejtek) reaktorbeli eloszlása alapján megkülönböztetünk egyfázisú vagy kétfázisú rendszereket. Egyfázisú rendszerekben a sejtek diszpergálva helyezkednek el és az erős keveredés, valamint az esetlegesen előforduló sejtaggregátumok kis mérete miatt a sejtek közvetlen környezete és a reaktorban lévő oldat között jelentős koncentrációgradiens nem alakul ki. A kétfázisú rendszerekben a mikrobasejtek, valamilyen hordozó felületekhez vagy egymáshoz tapadva biofilmet, vagy granulákat, flokkulumokat alkotva jól elhatárolható külön fizikai fázist alkotnak. Az ilyen rendszerekben a sejtek

szaporodása során a diffúziós folyamatoknak sebességmeghatározó szerepük lehet. A szennyvíztisztítási eljárásokban általában nem találkozhatunk tisztán egyfázisú rendszerekkel, de a kétfázisú rendszerekben is gyakran el nem hanyagolható szerepük van a diszpergált baktériumsejteknek is (pl. az alsó betáplálású anaerob töltött oszlopokban).

- Annak alapján, hogy a biokatalizátor (élő sejtek) visszatartása a reaktorban teljes, van nem, zárt vagy nyílt rendszereket különböztethetünk meg. Zárt a rendszer, ha a mikrobisejtek mindig a reaktoron belül maradnak, a nyílt rendszeren ellenben azt értjük, amelyből a sejtek a kiömlő folyadékkal folyamatosan távozhatnak.

A zárt rendszerek alkalmazása olyan folyamatoknál kerül előtérbe, amikor ez eljárás szempontjából fontos mikroorganizmusok növekedési sebessége és hozama alacsony (pl. nitrifikáció, anaerob szennyvíztisztítás). Ilyen esetekben nyílt rendszer alkalmazása esetén csak nagy műtárgytérfogat mellett érhető el megfelelő tisztítás. Mivel a mikroorganizmusok fajlagos szubsztrát eltávolítási sebessége az adott szervezetre jellemezhető érték, a egyenlet értelmében a lebontási sebesség növelésének egyetlen lehetősége a mikrobakoncentráció, vagyis az iszapkor növelése. A hidraulikus tartózkodási idő több tízszeresének megfelelő iszapkor eléréséhez a sejtek visszatartására, immobilizálására van szükség.

Az élő sejtek immobilizálásának több elvi lehetőség is ismeretes, e szennyvíztisztítás gyakorlatában azonban ezek közül csak az alábbiaknak van jelentőségük:

- Adszorpció inert szilárd hordozó felületén.
- Hordozó nélküli immobilizáció, amely lehet természetes sejtaggregáció, vagy elősegíthető olyan anyagok hozzáadásával, amelyek módosítják a sejtek felületi tulajdonságait (pl. polielektrolitok).
- Külső fázisválasztás (pl. ülepítő, membrán alkalmazása) majd a biomassza visszatáplálása a reaktorba.

A fenti megkülönböztetéshez hasonlóan a szennyvíztisztítás során alkalmazott reaktortípusokat két csoportra oszthatjuk, annak megfelelően, hogy tartalmaznak-e valamilyen inert hordozóanyagot, amelyen a biomassza megtapadhat, vagy nem. Az előbbi kategóriába az úgynevezett fixfilmes rendszerek (töltött anyagok, fluidizált ágyas reaktorok, míg az utóbbiba a külső fázisseparatoros (kontakt) és az iszapfüggönyös reaktorok tartoznak.

Az előzőekben ismertetett csoportosítási elveknek megfelelően valamennyi, a gyakorlatban alkalmazott reaktorkonfiguráció besorolható. A szennyvíztisztítási eljárások során használt fontosabb alaptípusokat a 2.16. ábrán tekintjük át.

2.4.2. Reaktorkinetikai alapok

A reaktorokban lejátszódó folyamatok modellezésére felírhatjuk az oldott -(szubsztrát) és lebegőanyagok (sejtek) anyagmérlegét. Az anyagmérleg-egyenleteken alapuló dinamikus modellek segítségével a különböző működési paraméterek (pl. szubsztrátkoncentráció, tartózkodási idő) változásának hatásait előre kiszámíthatjuk, Így azokat megfelelő rendszerbe illesztve az üzemirányítással járó feladatok támogatására is alkalmasak.

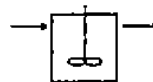
SZAKASZOS REAKTOR



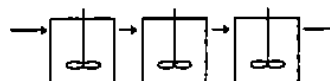
FOLYAMATOS RENDSZEREK

1. - Nyílt rendszerek

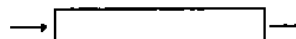
A. - Egyszerű kevert tartályreaktor



B. - Reaktorkaszád

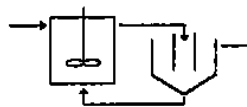


C. - Csőreaktor

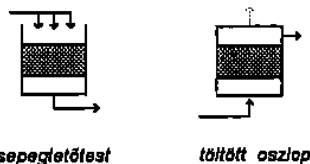


2. Zárt rendszerek

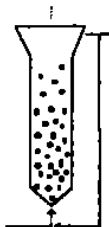
A. - Kontakt eljárás



B. - Állóágyas reaktorok



C. - Fluidizált ágyas reaktor



D. - Forgóléc-szűrő reaktor

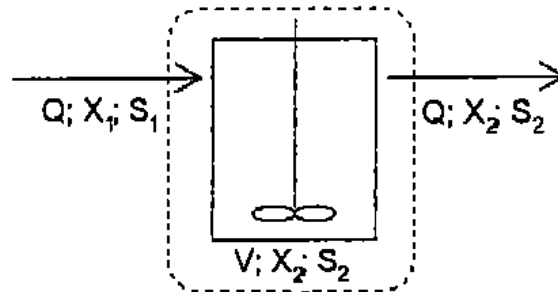


E. - Iszapfüggönyös reaktor



2.16. ábra A fontosabb reaktortípusok

Az anyagmérleg egyenletek felírását példaként a legegyszerűbb folyamatos reaktorkonfiguráció, a tökéletesen kevert tartályreaktor példáján mutatjuk be. A reaktor vázlatát a kis és bemenő anyagáramok feltüntetésével a 2.17. ábrán mutatjuk be, szaggatott vonallal jelöltük annak a rendszernek a határát, amelyen belül lejátszódó folyamatokat figyelembe vesszük. A bemutatottnál bonyolultabb reaktorkonfigurációk esetén rendkívül lényeges, hogy ezt a határvonalat pontosan definiáljuk, hiszen ennek megfelelően beszélhetünk "bemenő" és "kimenő" anyagáramokról.



2.17. ábra Az anyagmérlegek felírásának alapsémája

Az anyagmérlegek felírása az alábbi feltételezéseken alapul:

- A reaktorba táplált folyadék térfogatárama (Q) állandó.
- A reaktorban lévő folyadék a reaktor légterében lévő gőzével dinamikus egyensúlyban van, vagyis nincs eredő anyagáramlás a folyadék és gőzfázis között.
- A reaktorban lévő folyadék tökéletesen kevert.
- A rendszerben lévő anyag (x) teljes mennyiségét élő, aktív, azonos növekedési paraméterekkel jellemezhető sejtek alkotják.
- A mikrobák növekedése, így a szubsztrát eltávolítás Monod-kinetika szerint zajlik.

A baktériumsejtek mennyisége e reaktorban a bevitel, a növekedés és a kimosódás különbségeként adódik, így felírható:

$$\text{sejttömeg változása} = \text{bevitel} + \text{növekedés} - \text{kimosódás} \quad (2.78.)$$

vagyis

$$V = \frac{dX}{dt} = QX_1 + \left(\frac{dX}{dt} \right)_r V - QX_2 \quad (2.79.)$$

ahol: V - a reaktor térfogata
 X_1 - a sejtkoncentráció a bemenő folyadékáramban
 X_2 - a sejtkoncentráció a kilépő folyadékáramban

Q - a folyadék térfogatárama.
 $(dX / dt)_r$ a sejtek koncentrációváltozása a növekedés következtében feltételezésünk szerint Manod-kinetika szerint zajlik:

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_r = \mu_m \frac{S_2}{K_2 + S_2} X_2 \quad (2.80.)$$

ahol: μ_m - a maximális fajlagos növekedési sebesség
 S_2 - a szubsztrátkoncentráció a kilépő folyadékáramban.

A feltételezett tökéletes keveredés következtében a sejtkoncentráció (X_2) és a szubsztrátkoncentráció (S_2) azonos a reaktor minden pontján, így értéke a kilépő szennyvízben is ugyanakkora.

Az előzőhöz hasonló anyagmérleg egyenletet írható fel a szubsztrátkoncentráció változására is:

$$\text{Szubsztrátmennyiség} = \text{bevitel} - \text{felhasználódás} - \text{kimosódás} \quad (2.81.)$$

változása

$$V \frac{dS}{dt} = QS_1 + \left(\frac{dS}{dt}\right)_r V - QS_2 \quad (2.82.)$$

ahol: S_1 - a szubsztrátkoncentráció a bemenő szennyvízben.

$(dS/dt)_r$ a szubsztrátkoncentráció változása a reaktorban a következőképpen írható fel:

$$\left(\frac{dS}{dt}\right)_r = \mu_m \frac{S_2}{K_s + S_2} \cdot \frac{X_2}{Y} \quad (2.83.)$$

ahol: Y - a hozam

A 2.79. és 2.82., anyagmérleg egyenletek alapján megállapítható, hogy a (2.79.) legnagyobb alkalmazható betáplálás a fajlagos növekedési sebesség függvénye, ha ugyanis a kimosódás meghaladja a növekedést, a sejtek "elfogynak" a reaktorból. Mindig fenn kell állnia tehát az alábbi egyenlőtlenségnek:

$$\mu_m \frac{S_2}{K_s + S_2} V > Q \quad (2.84.)$$

Azt a betáplálási térfogatáramot, amelynél a fenti egyenlet két oldala egyenlő, kritikus térfogatáramnak, a V / Q hányadost pedig kritikus tartózkodási időnek nevezzük.

A szennyvíztisztítás során azonban a fő cél a minél nagyobb mértékű szennyezőanyag (szubsztrát) eltávolítás, vagyis ama törekszünk, hogy a $S_o - S$ különbség minél nagyobb legyen. Az anyagmérleg-egyenletekből az is kitűnik, hogy száz százalékos szubsztrát eltávolítás csak végtelen tartózkodási idő ($Q = 0$) esetén állna elő. A tartózkodási időt eszerint az határozza meg, milyen fokú tisztítást, szubsztrát eltávolítást kívánunk megvalósítani. A szubsztrát eltávolítás hatásfoka a következőképpen számítható.

$$\eta_s = \frac{S_o - S}{S_o} \quad (2.85.)$$

A kinetikai konstansok (μ , K_s , Y) ismeretében a kívánt fokú tisztítást biztosító térfogatáram a és egyenletekből kiszámítható.

A fent bemutatott egyszerű példa alapján felírhatóak az anyagmérleg egyenletek olyan összetett rendszerekre, mint a külső ülepítővel és iszaprecirkulációval ellátott zárt rendszerek (2.16./2.ábra), vagy a reaktorkaszád (2.16./1.B ábra).

A folyamatos csőreaktor (2.16./1.C.ábra) is felfogható úgy, mint egy végtelen számú, egyenként V_i térfogatú kevert tartályreaktorokból álló reaktorkaszád. Ebben az esetben az egyes reaktorok térfogata (V_i) zérushoz tart, összegük pedig a csőreaktor térfogatát adja:

$$\sum_{i=1}^{\infty} V_i = V_r \quad (2.86.)$$

Fenti állítást bizonyítják a 2.11. táblázat adatai, amelyben adott számú reaktorkaszád és a csőreaktor különböző tisztítási hatásfok eléréséhez szükséges térfogatigényét hasonlítjuk össze.

Az adatokból kitűnik, hogy adott probléma megoldásához kisebb térfogatú csőreaktor szükséges, mint kevert tartályreaktor. Reaktorkaszád alkalmazása esetén pedig a reaktorok számának növelésével a reaktorkaszád össztérfogata a csőreaktor térfogatát közelíti.

2.11. táblázat Adott tisztítási hatásfok eléréséhez szükséges reaktortérfogat-igény, különböző számú reaktorokból álló kaszkád és csőreaktor alkalmazása esetén.

Reaktorok száma	Összes reaktortérfogat (m ³)			
	85 % hatásfok	90 % hatásfok	95 % hatásfok	98 % hatásfok
1	5,67	9,00	19,00	49,00
2	3,18	4,32	6,96	12,14
4	2,48	3,10	4,48	6,64
6	2,22	2,82	3,90	5,50
8	2,16	2,64	3,60	5,04
10	2,10	2,60	3,50	4,80
Csőreaktor	1,90	2,30	3,00	3,91

Megjegyzés: a térfogatigény számításához elsőrendű kinetikát feltételezünk.
A térfogat számítása az alábbi módon történt:

$$v = Q / k$$

ahol: Q -a térfogatáram (m^3/h)
k -a reakciósebességi állandó ($1/\text{h}$)

2.5. Fázisok közötti transzportfolyamatok

2.5.1. Gáz-folyadék műveletek

Általában; és a szennyvízkezelési eljárásoknál is e csoportba két elválasztási művelet tartozik.

- Abszorpció esetén gáz (elegy) érintkeztetését végezzük egy folyadékkal, melynek során a gáz egyik vagy több komponense beoldódik a folyadékfázisba.
- Deszorpció esetén hasonló körülmények között érintkeztetett fázisok közül a folyadékban oldott állapotú komponens kerül át a gázelegyebe.

2.5.1.1. A gáz-folyadék egyensúly

Nyilvánvaló, hogy mindkét esetben a jelölt irányba csak akkor indul el a komponenstranszport, ha az eredeti állapot az egyensúlytól különbözik.

A két ellentétes irányú folyamat esetén tehát:

- ha a gázelegyebeben a kérdéses komponens y móltörtje vagy p parciális nyomása nagyobb, mint az x oldott gázkoncentrációhoz (móltört) tartozó egyensúlyi érték akkor abszorpció, ellenkező esetben deszorpció történik.

A folyamat; tehát az egyensúly felé haladás sebessége arányos az egyensúlytól való eltérés mértékével (T).

Oldódó komponensek gáz-folyadék egyensúlyát Henry törvénye írja le:

$$x = \frac{p}{H_e}; \text{ vagy } x = \frac{y}{H_e} \quad (2.87.)$$

ahol: H_e = a Henry féle állandó;
értéke egy oldószer - oldódó komponens párra csak a hőfok függvénye.

A Henry törvény híg oldatok esetén jól alkalmazható. Kevésbé jól oldható gázok esetén (oxigén, metán, nitrogén) mintegy 1 bar parciális nyomásig a szennyvíztechnológiai alkalmazás területén elegendően pontos. Az oldott gáz-folyadék közötti kémiai reakció, vagy elektrolitikus disszociáció esetén - így például az ammónia-víz egyensúlyánál már számottevő eltérések lépnek fel.

Ekkor az egyensúlyi adatokat (összetartozó p vagy y és x értékek) helyesebb a hőfok függvényében, irodalomból kikeresni. (Az ammónia-víz rendszer a gyakorlatban egyik legfontosabb példája a számos egyensúlyi anomáliát mutató eseteknek. Ennek oka a különösen jó oldékonyság a szokatlanul erős hőfok-, ionerősség- és pH függése (l.

2.1.2.pont). A gázok oldhatóság szerinti osztályozása az anyagátadás kinetikájának leírásához is fontos feltétel. Általános kritériumként a megállapodásszerű

$$\frac{\rho_{He'}}{p} \quad (2.88.)$$

dimenziómentes összefüggés szolgál.

Ha értéke $5 \cdot 10^{-4}$ -nél kisebb akkor jól; ha 0,2-nél kisebb akkor rosszul oldódó gázzal van szó.

A szennyvíztechnológiai gyakorlatban az utóbbi eset lényegesen fontosabb; emiatt az esetek túlnyomó többségében híg oldatok fordulnak elő. Ebből viszont az következik, hogy megengedhető a folyadékfázisban x móltört helyett C tömegtörtet használni - már a gáztranszport kinetikai alapjainak bemutatásakor is. Ekkor az 1. összefüggésbe x helyébe C_s írható, ahol az index annak egyensúlyi voltát hangsúlyozza

$$C_s = \frac{y}{He} \quad (2.89.)$$

$$He = \frac{M}{M_g} He' \quad (2.90.)$$

ahol: M_g = az oldódó gázkomponens móltömege
 M = az oldószer (víz) móltömege

Az összefüggés a 2.87. és 2.89. összefüggésekben eltérő koncentrációmegadás miatti Henry állandók átszámítása, csak híg oldatokra érvényes egyszerűsítéssel,

2.5.1.2. A gázkomponensek transzportjának sebessége

Az oldódó gázkomponens transzportjának (abszorpció vagy deszorpció) sebességét a két Fick féle alaptörvény írja le:

- az első az állandó koncentrációgradiens hatására létrejövő állandósult állapotú átadást,
- a második a nem állandósult állapotú időbeli koncentrációnövekedést a (szintén változó) mélységi koncentrációgradiens hatására.

Az utóbbiból származtatható a két nyugvó fázis (gáz- és folyadék) közötti komponens tömegáram kifejezése:

$$\frac{dm}{dt} = \sqrt{\frac{D}{\pi t}} (C_s - C) \quad (2.91.)$$

Látható, hogy a két fázis érintkezésbe kerülésének $t = 0$ pillanatában végtelen értékű áram időben folytonosan mérséklődik. A vizsgált eset a gyakorlatban kevésbé jelentős, de érdekes lesz visszatérni rá egy fontos összefüggés formai analógiája kapcsán.

A mérnöki gyakorlatban fontos két egymáshoz képest elmozduló és főtömegükben keveredő fázis esetére a tömegáramok ill. koncentráció- változási sebességeket a k anyagátadási együtthatók segítségével írhatók le.

$$\frac{dc}{dt} = \frac{dm}{dt} \cdot \frac{1}{V} = k_L a (C_s - C) = He \cdot k_g a (y - y_s) \quad (2.92.)$$

Az egyenlet gáz-folyadék irányú komponenstranszportra felírt formájú és anyagmérlegszerűen is kifejezi az átadott komponensáramok egyenlőségét, ill. az átadási ellenállások sorba kapcsolt voltát.

Az egyenletsorból látszik továbbá, hogy:

- a komponensáram az átadási együttható, a fajlagos határfelület, valamint egy koncentrációkülönbség, (a hajtóerő) szorzata
- a határfelületnagyság fajlagos értékét a V folyadéktérfogatra vonatkoztatjuk

$$a = \frac{A}{V} \quad (2.93.)$$

ahol: A - a fázisok valós érintkezési határfelület nagysága [m²]

- a gáz- és folyadékoldalon g és L indexszel ellátott külön átadási együtthatók szabályozzák a folyamat sebességét.

Igen fontos megállapítás, hogy a határfelületi jelenségnek tekintett anyagátadásban:

- rosszul oldó gázok esetén a folyadékoldali ellenállás,
- jól oldó gázok esetén a gázoldali ellenállás a meghatározó.
- az anyagátadás ellenállásának mértéke az s indexszel ellátott határfelületi és az index nélküli koncentrációk különbségével, ill. az átadási együtthatók reciprokával mérhető.
- a határfelülettől távolabbi ún. fázis főtömeg turbulens áramlású, és szerepe a konvekció (átadott komponensszállítás), mely önmagában nem része az átadásnak, de a turbulencia intenzitásán keresztül arra befolyással van.
- **abban a fázisban kell tehát nagyobb mértékű turbulenciát kelteni; ahol a nagyobb az ellenállás.** A két eset fontos alkalmazási területei jól elkülönülnek a szennyvíztechnológiában, az alkalmazott eljárási-műszaki eszközök is meglehetősen eltérőek.
- Rosszul oldódó gázok beoldódása az aerob biológiai eljárások oxigénellátásaként kulcsfontosságú. Jellemzői: nagy térfogatú, folytonos folyadékfázis, mely általában jól kevert, az egyben oxigénforrásként is szereplő légbuborékok által; esetleg mechanikai úton. A folyadékfázis tartózkodási ideje a tartály vagy medenceszerű érintkeztetőkben néhány óra vagy nap; a diszpergált gázfázisé néhány másodperc. A folyadékfázisban nyelő (anyagcseréjükhez oxigént igénylő mikrobatömeg) működik.
- Jól oldódó gázként főleg ammónia szerepel; és legtöbbször vízből történő kihajtása (deszorpció) az egyik leggyakoribb eljárás.
- Gyors folyamat; a legtöbbször oszlopszerű érintkeztetőben a fázisok tartózkodási ideje másodperc nagyságrendű. A minél tökéletesebb eltávolítás érdekében és a jó oldhatóság miatt a vízéhez képest nagyságrendekkel nagyobb légáram; valamint annak jelentős turbulenciája szükséges.

2.5.1.3. Rosszul oldódó gáz (oxigén) transzportja

Bevezetőben szükséges megemlíteni, hogy e fejezet másik, egyre fontosabb alkalmazási területe az illó szerves vegyületek (VOC) kihajtása, mely egyrészt spontán megy végbe a csatornahálózatokban ill. (kommunális) szennyvíztelepeken; pusztán nagy parciális nyomásuk ill. a levegőztetés során történő "segédgázos" kihajtás következtében. A gyakorlatban fontosabb triklóretilén ill. 1,2-dibróm-3-kloropropán anyagátadási együtthatója azonos körülmények között vett oxigén k_L értékének mintegy 0,6-szorosa. Az anyagátadás sebességét leíró (2.92.) kifejezésben az egyetlen közvetlenül nem mérhető, szemléletes jelentés nélküli tag a k anyagátadási együttható. Magyarozatára fizikai modellek (anyagátadási elméletek) szolgálnak, melyet matematikai formula közvetít.

Ezek összefoglalását a fejezet céljának megfelelően a folyadékoldalra vonatkoztatva adjuk meg. Ennek okai:

- a gázoldalon analóg módon felírhatók
- könnyen oldódó gázok ab- és deszorpciójánál a folyamat sebességének leírásához más kategóriák használatosak, melyekben a k_g implicite szerepel, és jelentősége kisebb (l. 2.5.4.1.pont)
- a folyadékoldali határfelületi transzport jelenségek használata a gáz-folyadék műveleteken túl több egyéb esetben szükséges (szilárd fázisban játszódó kémiai ill. biokémiai reakciók diffúziós gátlása a reagenst, ill. szubsztrátot oldó folyadékfázis oldaláról).

A **kétfilm elmélet** (Lewis és Whitman) a határfelület mindkét oldalára egy-egy laminárisan mozgó vékony határreteget (filmet) feltételez; melyekben csak molekuláris diffúziós komponensáram van. Fontos, hogy a határfelületen a fázisok egyensúlyban vannak (2.87. és 2.89. képlet szerint; koncentrációk s indexszel jelölve).

A két film képviseli - egymással sorba kötött mechanizmussal - az összes átadási ellenállást; melyek közül itt; és a gyakorlati esetek többségében a gázoldali elhanyagolható. Ezt az ellenállást - az anyagfüggő D diffúziós állandón kívül - egyedül a δ filmvastagság határozza meg:

$$k_L = \frac{D}{\delta} \quad (2.94.)$$

A **behatolási elmélet** (Higbie) kétségbe vonja a határfelületi filmek folytonosságát, és végtelen létét. Az átadott komponens szállítójaként olyan folyadékelemeket képzel el, melyek θ átlagos tartózkodási időt töltenek el a határfelület mentén. Ennek során történik feltöltődésük (C_s egyensúlyi koncentrációig) majd kicserélődnek a főtömeg egy kisebb összetételű folyadékelemével.

$$k_L = 2\sqrt{\frac{D}{\pi\theta}} \quad (2.95.)$$

A két klasszikus fizikai modell tehát rendre a filmvastagságot ill. a (Θ) elem tartózkodási időt használja a k_L -et befolyásoló mechanizmus magyarázatára. Nyilvánvaló, hogy mindkettő a folyadékoldali turbulencia növekedése útján javítja azt. Nehézség azonban, hogy egyik mennyiség sem mérhető közvetlenül.

A behatolási elmélet ilyen szempontból kivétel (még a korszerű, de a gyakorlati alkalmazás számára kevés újat hozó elméletekhez képest is). Egy d méretű gázbuborék v sebességű felszállása során ugyanis a kitüntetett folyadék elem út/sebesség hányadosaként értelmezhető hosszúságúidőt tölt el felületével érintkezésben:

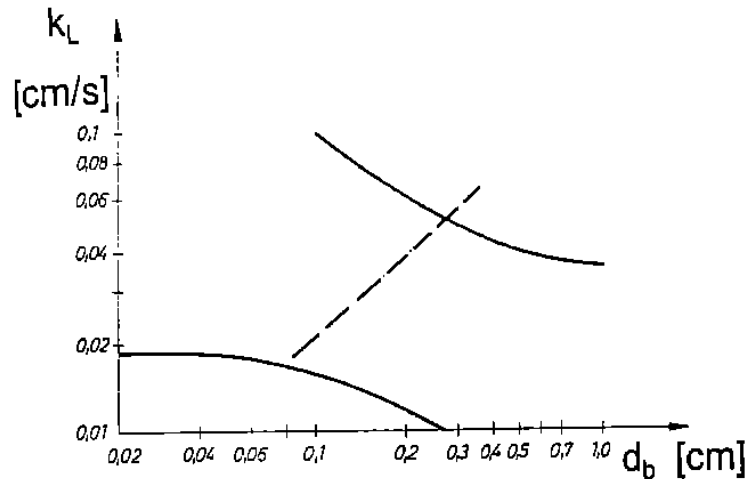
$$\theta = \frac{d}{v_b} \quad (2.96.)$$

A (2.95.) formula alkalmazása a leggyakoribb; így szerepel az oxigénbeviteli számítások egyes országok által nemzeti szabványba iktatott módszertanában is. Másrészt érdekes formai analógiát mutat a (2.92.) kifejezésében szereplő négyzetgyökös taggal. Fontos látni viszont, hogy ott t közvetlenül mérhető idő; melynek előrehaladásával a nem állandósult állapotú átadás sebessége folytonosan csökken. (Egyetlen közbülső pillanat felel meg a behatolási elmélet szerinti sebességnek.)

A 2.95. és 2.96. összefüggések alkalmazásával lehetséges a k_L együtthatót közvetlenül a d buborékmérettel korrelálni. Egy valós buborék azonban csak akkor felel meg a (2.96.) képletnek, ha felszállása közben a folyadékelem akadálytalanul végigsiklik rajta. Ennek fontos feltétele, hogy a buborék felszíne mobilis, rugalmas; folytonosan alakváltozó legyen - ami csak mintegy 3-4 mm-es buborékméret felett kezd teljesülni. Kisebb méreteknél ugyanis a határfelületi feszültség - a súrlódási, közegellenállási és gravitációs erők ellenében merev gömbként rögzíti a buborék alakját.

Ez a hatás mintegy 1 mm alatti buborékméretnél lesz meghatározóvá. A szigorúan gömb alakú buborékok felszállósebessége a Stokes féle méretfüggő ülepedési formulával adható meg. Erre az esetre van kísérletileg ellenőrzött $k_L - d$ összefüggés; mely a 2.18. ábrán látható (alsó görbe). Ugyanitt szerepel a cirkuláló buborék intenzívebb határfelületi turbulenciája miatt nagyobb értékeket mutató felső görbe a (2.95.) és (2.96.) összefüggés alapján. Mindkét formula alkalmazhatósági tartományán kívül eső szakaszát szaggatott vonal mutatja. Az átmeneti tartományban pontvonal jelzi a kísérleti eredményeket.

2.18. ábra: A k_L anyagátadási együttható függése a buborékmérettől



Az ábra jó - bár inkább minőségi tájékoztatást ad az oxigénátadáskor kialakuló k_L értékek buborékméret függéséről. Fontos megjegyezni, hogy csak szabadon felszálló buborékok esetére érvényes. A folyadékoldali turbulencia tehát az alsó tartományban egyenletesen növekvő, majd 0,3 m/s körül állandosuló felszállósebességből ered.

Amennyiben a folyadékfázisban egyéb forrásból származó (mechanikus keverés, számottevő áramlási sebesség) turbulencia uralkodik, k_L értékei nagyságrenddel nagyobbak lehetnek. E hatást több levegőztetési eljárás, ill. berendezés is hasznosítja - természetesen csak a többlet energiabefektetés gazdaságosságának határáig.

Az oxigénbeviteli eljárások fejlesztésénél éppúgy, mint a mindennapi biológiai szennyvíztisztítási gyakorlatban a (2.92.) összefüggésben szereplő $k_L a$ bővített átadási együttható kísérleti meghatározása szokásos, és egyszerű eszközökkel oldható meg.

Ennek a gyakorlatban valóban fontos értéke viszont mintegy elfedi a tényt, hogy értéke két független tényező szorzata. Az a fajlagos határfelület nagyság meghatározása egyrészt azért fontos, mert az adott körülmények hatására kialakuló k_L tényező csak így válik ismertté és a vizsgált paraméterekkel korrelálhatóvá. Másrészt a fajlagos határfelület könnyen belátható módon az átlagos buborékmérettel fordítottan arányos. A 2.18. ábrán látható összefüggés alapján pedig felmerül a kérdés vajon kis d mellett kis k_L és nagy "a" kombinációja vagy a cirkuláló buborékok esetén fordított helyzet előnyösebb-e.

Mint látható, a sok tekintetben meghatározó jelentőségű d buborékméret levegőztetőmedencében kialakuló átlagértéke több hatás eredőjeként alakul ki:

- A légbefúvóelem nyílás- vagy pórusméreteinek csökkentésével d is csökken.

- A víz fizikai jellemzői közül főleg a határfelületi feszültsége, mely pl. felületaktív szennyezés hatására csökkenti a buborékok egyesülési hajlamát, így átlagos méretüket is.
- A folyadékfázisban uralkodó turbulencia mértéke, melynek növekedése viszont a buborékok aprítása irányába hat.

2.5.1.4. Jól oldódó gázok transzportja

A 2.5.1.2. pont következtetései szerint a jól oldódó gázok beoldása ill. kihajtása egyértelműen az ellenáramú, oszlopszerű gáz-folyadék érintkeztetők használatát igényli. Ezt indokolják:

- az általában nagy folyadék (és gázoldali) koncentrációk
- a jó oldott gáz eltávolítási vagy elnyelési hatások
- a felhasználandó kihajtó közeg mennyiségének csökkentése

Az egyértelmű tárgyalás, ill. az ábrákon egyenes lefutású munkavonalak érdekében mindig az érintkeztetőkön változatlan mennyiségben áthaladó inert (átadott komponens nem tartalmazó) anyagáramokra vonatkoztatunk.

A kihajtást végző ellenáramú deszorpciós műveleti egység anyagmérleg egyenlete:

$$G(Y - Y_0) = L(X - X_0) \quad (2.97.)$$

ahol: G ill. L - a gáz ill. folyadékfázisok inert komponenseinek (levegő ill. víz) moláris áramai
 Y ill. X - a kihajtandó komponens molarányai az inert gáz- ill. folyadékkomponensekre vonatkoztatva.
 "0" index-szel mindig a belépő, index nélkül a kilépő mennyiségeket jelöljük.

Az ún. átadási egységek módszere a komponensátadást az oszlopmagasság mentén tárgyalja. Mivel az átadás fő ellenállása a gázfázisban van, a 2.19. ábrán bemutatott $Y-X$ diagramon egyrészt a folyamat hajtóerőit az egyensúlyi görbe és munkavonal megfelelő pontjai közötti függőleges távolságok képviselik, ill. a gázoldali összetételekkel írható fel a deszorpció alapegyenlete

$$H_a = \frac{G}{k_g a F} \int_{Y_0}^Y \frac{dY}{Y_s - Y} \quad (2.98.)$$

ahol: H_a - az ágy magassága [m]
 k_g - gázoldali anyagátadási együttható [m/s]
 a - fajlagos határfelületnagyság [m⁻¹]
 F - ágykeresztmetszet [m²]

Y_s - adott állapotú X értékkel egyensúlyban lévő összetételt jelöl (ábrán az origóból induló egyensúlyi görbe pontjai)

Az előző összefüggés integrálásával, ill. bizonyos, esetünkben elhanyagolható hibát okozó egyszerűsítéssel a számításra alkalmas összefüggés:

$$H_a = H_e \frac{Y - Y_0}{\Delta Y_{lg}} \quad (2.99.)$$

ahol: H_e - az előző összefüggés integrál előtti kifejezése: átadási egységmagasság (m) az érintkeztető anyagátadási hatékonyságával fordítottan arányos mennyiség

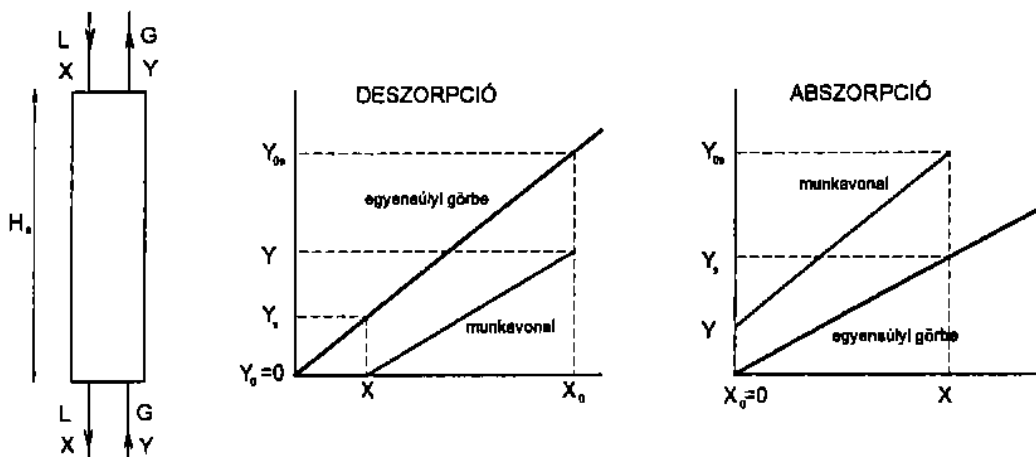
A logaritmus közepes hajtóerő ΔY_{lg} , melynek számításra alkalmas kifejezésében már figyelembe vettük azt, hogy $Y_0 = 0$, azaz a belépő légáram szennyezésmentes:

$$\Delta Y_{lg} = \frac{\Delta Y_0 - \Delta Y}{\ln \frac{\Delta Y_0}{\Delta Y}} = \frac{Y_{0s} - Y - Y_s}{\ln \frac{Y_{0s} - Y}{Y_s}} \quad (2.100.)$$

A H_a magas ágy által teljesített átadási egységek száma (N), azt fejezi ki, hogy az $Y - Y_0 = Y$ nagyságú összetételváltozás nagyságában hányszor foglaltatik benne a logaritmus közepes hajtóerő nagysága.

A 2.19 ábrán bemutatjuk az átadott komponens abszorpciójának esetét is. Itt értelemszerűen az egyensúlyi görbe fölött halad a munkavonal. Gyakori eset ugyanis pl. nagy ammóniatartalmú ipari szennyvizek kezelése esetén, hogy a deszorberoszlopból távozó gázáramot abszorber oszlopban vízzel érintkeztetik. (Így esetleg jól értékesíthető NH_4OH állítható elő.)

2.19. ábra: Jól oldódó gáz deszorpciója és abszorpciója ellenáramú érintkeztetőben



Az ábra ill. a (2.101.) szerinti anyagmérlegegyenlet abszorpcióramár konkrétan az oldottanyag mentes ($X_0=0$) bemenő folyadékárammal számol.

$$L \cdot X = G(Y_0 - Y) \quad (2.101.)$$

A mólarányok értelemszerű behelyettesítésével ebből származtathatók a H_a és a hajtóerő kifejezései.

Ilyen érintkeztetési eljárásoknál az anyagátadás intenzitásának jellemzésére elterjedt a H_e használata; az előző pont szerinti k_g a bővített átadási együtthatónak kisebb a jelentősége. Ennek oka a (főleg vegyipari) alkalmazásban elterjedt toronyszerkezetek tipizáltsága, teljesítményjellemzőik viszonylagos ismertsége. Fontos megemlíteni, hogy az oszlopmagasságra alapozott tárgyalás ellenére az nemcsak folytonos érintkeztetésű, (pl. töltetes) hanem tányéros érintkeztetőkre is alkalmas.

2.5.2. Szilárd-folyadék műveletek

E csoportba mindenekelőtt a két fázis elválasztását célul tűző eljárások alapjai tartoznak. Az elválasztás leggyakoribb hajtóereje a gravitáció vagy centrifugális erőter, mely azonban magába foglalja a gázbuborék - lebegőanyag aggregátum felfelé irányuló "ülepedését" a flotálást is.

A szűrés esetén közvetlen kényszer akadályozza a lebegőanyagrészeszkék, vagy bizonyos méretfrakciójuk továbbjutását.

A fázisok érintkeztetésére az ülepedéshez hasonló áramlástan elvek alapján levezetett fluidizáció alapjait ismertetjük. (Megjegyzendő, hogy az ún. állóágyas érintkeztető- vagy reaktortípusok a szűrés elvei alapján működnek.) A reaktor- ill. bioreaktor működtetés szempontjából fontosak az oldott komponens anyagátadásának alapelvei a szilárd-folyadék határfelület környezetében.

2.5.2.1. A szilárd-folyadék elválasztás

Gravitációs erőterben ülepedő részecskére a mozgást fékező felhajtó-, tehetetlenségi-, és a viszkózus folyadékáramlás surlódó erői hatnak.

Ezek eredményeként kialakuló állandó ülepedési sebesség rendkívül eltérő értékű lehet.

Egy $d_p = 1-1,5$ mikron méretű *Escherichia coli* sejt $\mu = 1-2$ Pas viszkozitású vízben; melyhez képest ($\rho_p - \rho$) sűrűségkülönbsége $40-100 \text{ kg/m}^3$ közötti; $u_1 = 0,04-0,4 \text{ mm/h}$ sebességgel ülepedik. Ha a g nehézségi gyorsulásnál 10.000 -szer nagyobb centrifugális erőterbe helyezzük, a sebesség $0,1-1 \text{ mm/s}$ -re növekszik. Látható tehát, hogy milyen tényezők befolyásolják a folyamat potenciális sebességét. A számításhoz - különösen a C közegellenállási tényező meghatározására - szükséges a részecske Re_p (Reynolds) számának ismerete.

$$\text{Re}_p = \frac{u_1 d_p}{\nu} \quad (2.102.)$$

ahol: $\nu = \mu/\rho$ a folyadék kinematikai viszkozitása

E dimenziómentes szám tartományaival jelölhetők ki az ülepedés különböző tulajdonságú esetei:

1. Surlódó erők túlsúlya ($\text{Re}_p < 1$)
 ekkor a $C = 24/\text{Re}_p$, amivel az ülepedési sebesség összefüggése az ún. Stokes formula:

$$u_1 = \frac{d^2 g (\rho_p - \rho)}{18\mu} \quad (2.103.)$$

mikrobák, ill. könnyű pelyhes csapadékok esetére alkalmazható, vagy kisméretű buborékok felszállás ára (ekkor d kisebb 0,12 mm-nél)

2. Közbülső tartomány $1 < \text{Re}_p < 10^3$ nem alkalmas u explicit kifejezésére, de biofilmmel borított részecskék fluidizációjánál más formában igen fontos.
 Tehetetlenségi erők túlsúlya $10^3 < \text{Re}_p < 10^5$ esetén a közegellenállási tényező közel állandó: $C = 0,4$; amivel az:

$$u_1 = \sqrt{\frac{10dg(\rho_p - \rho)}{3\rho}} \quad (2.104.)$$

egyszerű összefüggés nyerhető nehéz, határozott alakú; általában ásványi részecskék ülepedésére (homokfogás; ún. Newton tartomány).

A fenti összefüggések alkalmazhatóságának feltételei:

- a részecskék gömbalakja
- állandó részecskeméret
- a test elvileg végtelen térben egyedül mozog.

A technikai alkalmazás céljára az első két kikötés korrekcióval (szfericitástényező) ill. kis hibájú közelítéssel teljesíthető, a harmadik azonban újabb összefüggések használatát igényli.

Ez a kikötés másként azt jelenti, hogy a vizsgált térrészben a lebegőanyag X_v térfogati koncentrációja (térfogattörtje) 0-hoz tart. Az ettől való eltérés a részecskék - mikroáramlásokon keresztül áttevődő - mozgását kölcsönösen zavarja; lassítja. Részecskecsoportok ún. gátolt ülepedésének u sebessége a Richardson-Zaki összefüggéssel adható meg:

$$u = u_1(1 - X_v)^n \quad (2.105.)$$

Az n kitevő értéke viszonylag nehéz határozott alakú (ásványi anyag) szemcsékre 4,36-4,65 között van.

A részecskék alakját, felületi minőségét lehetséges empirikus Re_p -n összefüggésekkel leírni (l. fluidizáció), vagy a γ alaktényező egyszerű, de csak durvább tájékoztatást adó használatával:

$$u = u_1(1 - \gamma X_v^{2/3}) \quad (2.106)$$

Néhány példa γ értékeire:

1,21	-	sima gömb
1,5	-	homokszemcse
2,8	-	vegyszeres kicsapás iszapelyhei

A legnehezebben leírható folyamat a szennyvíztisztításban gyakori pelyhes csapadékok ülepedése. Amennyiben szakaszos ülepedési kísérletet végzünk, ahol a H tiszta folyadék - lebegőanyagtömeg határfelület időbeli süllyedését figyeljük jellegzetesen a 2.20. ábra szerinti görbelefutás tapasztalható.

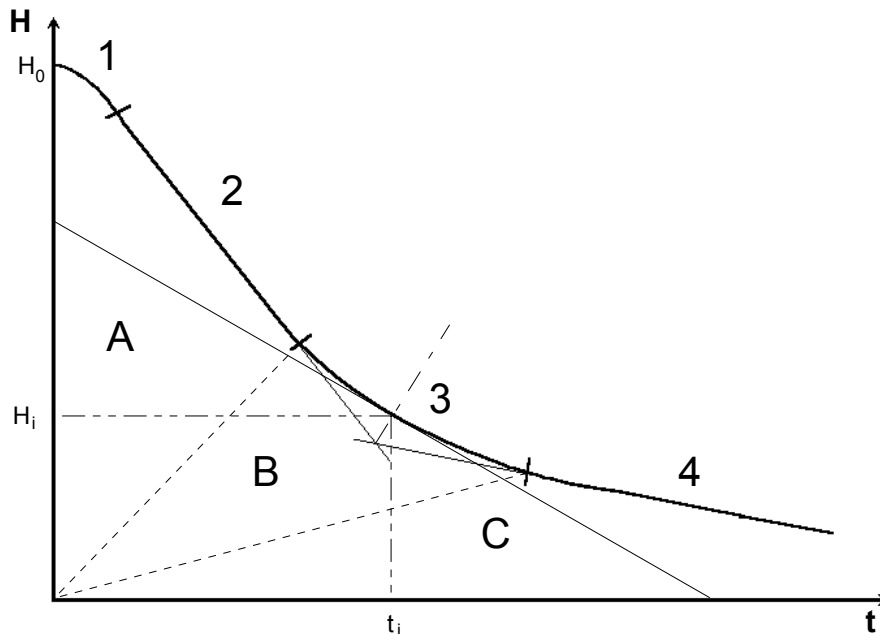
Ezen az alábbi szakaszok figyelhetők meg

1. Induló szakasz; melynek során a pelyhek újra formálódnak gyorsuló ülepedés mellett
2. Állandó sebességű szakasz (egyenes)
3. Átmeneti szakasz; csökkenő sebesség mellett a határfelület alatti lebegőanyag koncentráció számottevően meghaladja a homogén minta kezdeti X_0 értékét. Innen kezdve lesz kifejezett a pillanatnyi ülepedési sebesség:

$$u_i = \frac{dH}{dt} \quad (2.107)$$

4. Kompressziós, vagy sűrítési szakasz, ahol a pelyhek már fizikai érintkezésbe kerülnek egymással. Az asszimptotikusan 0-hoz tartó ülepedési sebesség a részecskék mechanikai szilárdságának a gravitációs nyomóerővel egyensúlyba kerülését jelzi.

2.20. ábra: A határfelület magasság mozgása szakaszos ülepedési kísérletnél



Az átmeneti (3) szakasz végpontjaiból az origóba húzott egyenesek az ülepedési görbe alatti területet három zónára osztják:

- Az A jelűben az X iszap koncentráció közelítően állandó és megegyezik a kiindulási szuszpenzió X_0 kezdeti összetételével
- A B jelűben a lebegőanyag koncentrációk lefelé nőnek; és az origóból induló sugarak nagyjából állandó koncentrációjú pontokat kötnek össze.
- Az utóbbi megállapítással összhangban az utolsó sugár alatti C területen a végállapotot elért sűrített fázis tartózkodik.

Amennyiben eltekintünk a pillanatnyi határfelület alatti szuszpenzió inhomogenitásától, és elhanyagoljuk a tiszta fázis lebegőanyagtartalmát az x_i átlagos összetétel az anyagmérlegből számítható:

$$V_0 X_0 = V_i X_i \quad (2.108.)$$

ill.:

$$H_0 X_0 = H_i X_i \quad (2.109.)$$

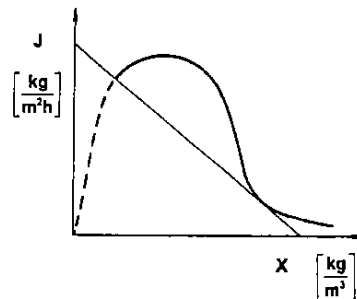
Még fontosabb megállapítás a gyakorlat számára, hogy a 2. szakaszbeli u_0 ún. kezdeti ülepedési sebesség legjobban a kiinduló X_0 lebegőanyagtartalommal korrelálható.

A két mennyiség szorzata viszont egy lebegőanyag tömegáram sűrűségét ad:

$$J = uX_0 \quad [\text{kg/m}^2\text{h}] \quad (2.110.)$$

Különbféle X_0 értékű mintákkal végzett szakaszos kísérletekből származtatható a 2.21. ábra szerinti J-X diagramm. Ennek igen kis koncentrációknál (v.ö. 2.20. ábra 1. szakasza) tapasztalt felszálló ága nem jól kialakult pelyhes ülepedést képvisel. A leszálló ágát lehet kísérletileg jó biztonsággal meghatározni.

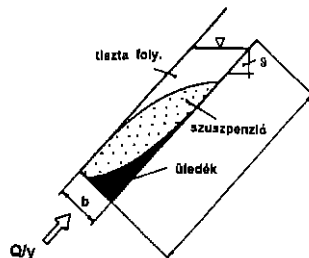
2.21. ábra: *A J lebegőanyag áramsűrűség függése a koncentrációtól szakaszos ülepítésnél*



Az ülepítési folyamatábrának gyorsítására szolgáló lehetőség a szuszpenzió ferde síklapok közötti vezetése. Ezen az alapon működnek a lemezes vagy csöves gravitációs elválasztók.

A 2.22. ábrán mutatjuk be az áramlás egydimenziós vázlatát.

2.22. ábra: *Felfelé áramló szuszpenzió ülepedése ferde síkok között*



Az ún. Ponder-Nakamura-Kuroda (PNK) f. elmélet szerint, ha a lebegőanyag ülepedési sebessége n , akkor a rajzra merőleges y mélységű $y \cdot b$ nagyságú keresztmetszeten átvezethető szuszpenzió áram:

$$\frac{Q}{y} = ub \left(\cos \vartheta + \frac{L}{b} \sin \vartheta \right) \quad (2.111.)$$

Az összefüggés és az ábra összevetéséből látható, hogy a jobboldalon a szorzója a b és L távolságok vízszintes vetületeinek összege.

A megengedhető u ülepedési sebességet tehát lényegesen meghaladja a lapokkal párhuzamos áramlási sebesség.

Világosan kell látni, hogy ennek egyszerű fizikai oka az, hogy a részecskék maximális ülepedési úthossza $b/\sin\vartheta$ -ra csökkent.

A szuszpenzió áramlási sebessége elvileg határ nélkül növelhető ha az L/b arányt növeljük.

Az ülepedés zavartalanságának feltétele, hogy a lapok közti résben lemináris (réteges) áramlás legyen. Ez egyrészt a belépő lemezélek után a Re számmal arányos csillapítási hossz után alakul ki, tehát csökkenti a gyakorlatban kihasználható ülepítőfelületet.

Gyakori jelenség továbbá a tiszta folyadék-szuszpenzió határ felületének instabilitása, hullámzása, mely a már kiülepedett részecskék visszakeveredését eredményezheti.

Mindezek következtében az eljárás gyakorlati alkalmazásakor az elmélet szerinti gyorsítóhatás igen jelentősen mérséklődik.

A részecskék ülepedése centrifugális erőter alkalmazásával is gyorsítható. Mozgásuk hajtóereje ilyenkor a gravitáció helyett az ω^2 [m/s²] centrifugális gyorsulás, melynek nagyságát célszerű a z fajlagos jelzőszámmal minősíteni:

$$z = \frac{r\omega^2}{g} \quad (2.112.)$$

ahol: r - részecske helyzete a forgó tér tengelyétől számítva [m]

w - $\frac{2\pi n}{60}$ szögsebesség, [rad/s]

n - fordulatszám [min⁻¹]

A Stokes formula (2.101; $Re_p < 1$) érvényességi tartományában az ülepedési sebesség centrifugális erőterben a gravitációsénak z-szerese. A gyakorlatban ez igen híg szuszpenziókra; egydimenziós sugárirányú ülepedés esetére igaz közelítően; azaz pl. a laboratóriumi csöves centrifugákra. A szennyvíztechnológiai ill. iszapkezelési gyakorlatban szinte kizárólag elterjedt vízszintes tengelyű csigás centrifugákban nyílt felszínű; az erőterre merőleges főirányú zagy- és iszapáramlás esetére az elválasztás szabályai jelentősen módosulnak.

A szűrésnél a részecskék visszatartása porózus rétegen vagy annak belsejében főként mechanikai kényszerrel történik.

Ha egy szuszpenziót A felületű membránon P nyomáskülönbség hatására dV/dt pillanatnyi térfogatárammal átáramoltatunk:

$$\frac{dV}{dt} = K \frac{pA}{\mu L} \quad (2.113.)$$

az L lepényvastagság állandó növekedése mellett a térfogatáram csökkenése következik be.

A K arányossági tényező reciprokaként két sorbakapcsolt áramlási ellenállást definiálhatunk;

$$R = r + R_m \quad (2.114.)$$

a lepényét és a szűrőmembránét.

A változó L lepényvastagság kifejezhető a (W) - egységnyi átfolyt szűrletmennyiség által lerakott lepénytömeg $[\text{kg}/\text{m}^3]$ - segítségével.

A 2.113. kifejezés állandó P melletti integrálásával a szűrlettérfogat-idő összefüggés (Darcy f. törvény):

$$t = \frac{r\mu W}{2PA^2} V^2 + \frac{R_m\mu}{PA} V \quad (2.115.)$$

alakú lesz.

Az egyetlen; szakaszos szűrési kísérlet során közvetlenül nem mérhető, de az eredményekből származtatható mennyiség az r fajlagos szűrési ellenállás $[\text{m}/\text{kg}]$, mely a szűrhetőség általános érvényű mérőszámának mondható. A szennyvíztechnológiában majdnem kizárólag iszapvíztelenítési alkalmazás során a 2.115. összefüggés második tagja elhanyagolható. Merev részecskék szuszpenziójával ($s=0$) ellentétben azonban r erősen nyomásfüggő:

$$r = \alpha P^s \quad (2.116.)$$

ahol: s - a kompresszibilitási tényező; mely iszapok esetén 1-nél nagyobb érték is lehet
 α - arányossági tényező (állandó)

A mélységi szűrés esetén a szűrőréteg nagy vastagságú ($L = 0,5-2 \text{ m}$) szemcsés halmaz, melynek pórusaiban kötődik meg a szennyeződés.

Áramlástani alapja szintén a Darcy törvény. Itt azonban a rétegen történő áthaladás során folytonos lebegőanyag koncentráció csökkenés alakul ki a folyadékban, fokozatos póruseltömődés ill. helyileg változó nyomásesés gradiens a szűrőközegben.

További fontos eltérés, hogy a mechanikai kényszeren túl, különösen finom, vagy kolloidális lebegőanyag részecskék esetén többféle kiegészítő leválasztóhatás is érvényesülhet:

- ülepedés
- tehetetlenségi ütközés
- közvetlen ütközés
- spontán flokuláció (részecske egyesülés és megtapadás)

Az ún. membránszeparációs eljárásokhoz tartozik:

- a mikroszűrés
- ultraszűrés
- reverz ozmózis
- dialízis (elektrodialízis)

A fenti sorrendben növekvő finomságú elválasztásra alkalmasak. A membrántranszport folyamat fenntartásának hajtóereje ennek függvényében lehet nyomás, koncentráció, ill. elektrokémiai potenciál. Fontos elkülönítő kritérium, hogy míg a klasszikus szűrési műveletnél a szűrőközegen lepény alakul ki a kiválasztott anyagból, ezt a membránválasztásnál a membrán mentén (vele párhuzamosan vezetett) szűrőközeg áramlás amegakadályozza, ezért szokás keresztáramúnak nevezni e műveleteket.

Általános jellemzőjük továbbá, hogy azonos hajtóerő hatására egyes komponensek a többihez vagy többiekhez képest gyorsabban haladnak át a membránon, azaz szelektív elválasztás valósítható meg.

A membrántranszport folyamatok során általában nem történik fázisváltás, ill. fázisok közötti anyagátadás.

Ezek az eljárások mintegy folytonos átmenetet képeznek a klasszikus szűrési művelet és a kémiai potenciál hajtóerő bonyolultabb formáit használó különleges elválasztási technikák között. Utóbbiakra példa a szennyvíztisztítási gyakorlatban is potenciálisan felhasználható

- szelektív gázpermeáció (hidrofób porózus, vagy ún. tömör membránok pl. levegőből oxigén szelektív árbocsátására, aerob biológiai folyamatok oxigénellátása érdekében)
- folyadékmembránok, melyek a kezelendő vízzel nem elegyedő, folyadékcspepperszerű diszpergált testek felületén keresztül választanak le és tárolnak bizonyos oldott komponenst. Az emulgált folyadék-membrán csepp általában magába zár egy külön, vele nem elegyedő folyadékból álló fázist ami a bediffundáló komponens felvevő közege.

A mikroszűrés áll a legközelebb a klasszikus szűrési művelethez. Finom; mikron; ill. tizedmikron nagyságrendű lebegőanyag frakció - igen gyakran mikróbacejtek leválasztására használatos. A részecskéket a membrán felületen ill. a porózusok belsejében tartja vissza. A membrán felületén a klasszikus értelemben vett porózus szűrőlepény kialakulását - ill. a folyamat ezáltal bekövetkező lelassulását - a szuszpenzió membránfelület mentén vezetett nagysebességű áramoltatásával akadályozzák meg. Ez a tangenciális; vagy keresztáramú mikroszűrés. A mikroszűrés igen gyakran finomabb membránszeparációs lépések előkészítő fokozata.

Ennek következtében a membránválasztási műveleteknél az egyik termék a folyékony koncentrátum vagy retentát (szuszpenzió vagy oldat), a másik, membránon áthaladó áram neve permeátum.

A finomabb eljárások már oldott anyagok elválasztását, koncentrációját is végzik.

Rendkívül fontos gazdasági előnyük a feladat hőenergia felhasználás ill. fázisválttatás nélküli megoldása.

Különböző fokozataikat a leválasztott molekulaméret relatív móltömegben (Dalton) megadott határértékei ill. tartományai jellemzik. A kísérletileg is meghatározható "cut off", vagy vágás érték annak a komponensnek a móltömege, melyet a membrán 90%-ban visszatart. Nyilvánvaló, hogy a vágásérték csökkenéshez - egyre finomabb membránpórusszerkezet mellett - növekvő hajtóerők szükségesek.

Az ultraszűrés tartományára 300-300.000 Dalton mellett 1-10 bar nyomás különbség jellemző.

Jellegzetes egyben különleges szennyvíztechnológiai alkalmazási lehetősége a finoman diszpergált ásványi (fémfeldolgozóipar) vagy növényi olajok eltávolítása - tulajdonképpen folyadék-folyadék elválasztás.

A fordított ozmózis, ill. ritkábban dialízis alkalmazása elsősorban oldott sók (pl. nitrát ivó,- ill. ipari szennyvizekből) vagy nehézfémvegyületek eltávolítására használatos.

Az alkalmazott hajtóerő nyomáskülönbség esetén 10-50 bar. Dialízisnél a hajtóerő az ellenáramban vezetett dializáló folyadékkal szembeni koncentráció különbség.

Ezeknél a folyamatoknál ill. a gázpermeáció és folyékony membrános elválasztásnál már a transzport fontos összetevője a diffúzió.

A membránok anyaga lehet növényi eredetű (leggyakrabban cellulózacetát) szintetikus polimer, de kerámia is. Pórusszerkezetüket jellemezheti homogén vagy heterogén eloszlás, az anyagtranszport iránya tekintetében szimmetrikus vagy asszimmetrikus méreteloszlás.

Fontos minősítő jellemzőjük a permeabilitás, mely tiszta desztillált vízáramsűrűség egységnyi nyomáskülönbség hajtóerő hatására. Ez az érték, ill. a technológiai szűrési teljesítmény is csökken idővel az eltömődés hatására. A membránok ismételt regenerálása (lugos, savas, detergens tartalmú oldattal történő) mosatással történik.

2.5.2.2. Szilárd-folyadék fázisérítkeztetés

A szilárd-folyadék határfelületen lejátszódó folyamatok a szennyvíztisztításban:

- elsősorban a biológiai eljárásoknál, a mikrobaaggregátum; vagy biofilm- és szennyvíz között; valamint
- kémiai csapadékképzés során kerülnek alkalmazásra.

Az aktív szilárd fázis lehet inert hordozóanyagon kialakított reagens-, vagy (bio)katalizátor réteg, ill. a mikroba aggregáció; vagy csapadékképzés során kialakuló homogén részecske.

Az érintkeztetés legegyszerűbb kivitele az álló ágy, ahol nagy fajlagos felületű, és hézagterfogató inert hordozó, ill. a felületén kialakuló aktív réteg érintkezik az általában függőlegesen vezetett vízárammal. Az érintkeztetés hidraulikája egyszerű, az (elárasztott) pl. Raschig töltetes kolonnák működésén alapul (4). Üzemviteli nehézséget az aktív réteg

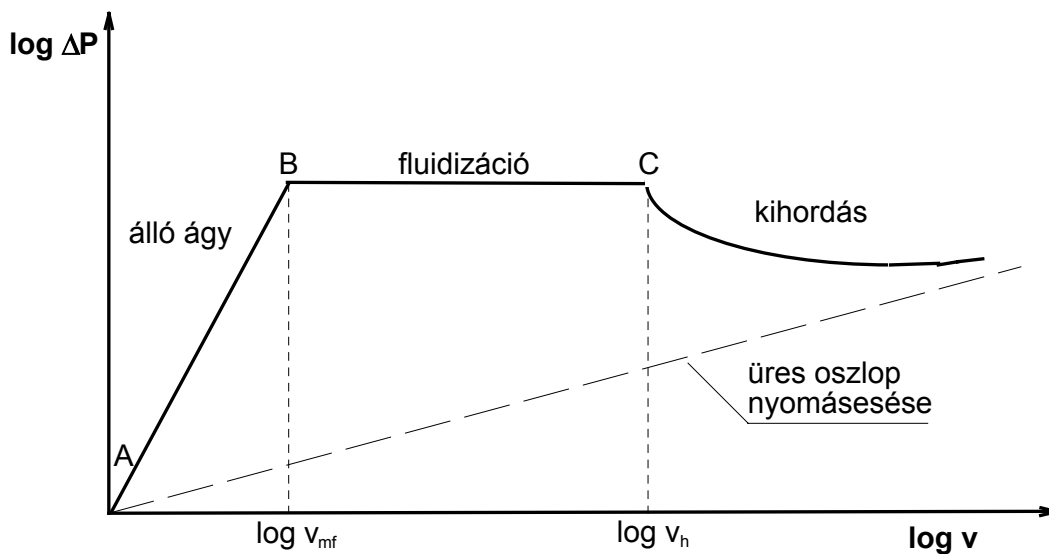
szükségszerű akkumulációja miatti eltömődés okoz, amikor is szükséges az ágy regenerálása. A lehetséges folyamatsebességgel arányos fajlagos felület meglehetősen korlátozott; általában $a = 100-300 \text{ m}^2/\text{m}^3$ értékű.

2.5.2.3. A fluidizáció

Az érintkeztetési eljárás lényegesen nagyobb intenzitást tesz lehetővé az állóágyas kivételhez képest. Míg ott jellegzetesen cm-es nagyságrendű a hordozóanyag mérete, itt tized mm; legfeljebb néhány mm. Ennek következtében a fajlagos felület nagyságrendje néhány ezer-tízezer m^2/m^3 .

Megvalósítási módja szemcsés részecskehalmazon fölfelé átvezetett közegáramlás. A közegsebesség növelésével - hasonlóan pl. a (mélységi) szűrést megalapozó összefüggésekhez - a még mozdulatlan ágy nyomásesése négyzetesen növekszik. (2.23. ábra AB szakasz).

2.23. ábra: A fluidizáció nyomásesése a közeg v felületi sebessége függvényében



Egy többé-kevésbé élesen jelentkező határsebességnél (B pont) az ágy tágulni kezd, a szemcsék egyre intenzívebbek, rendezetlen mozgásba kezdenek. Ezt a határsebességet v_{mf} minimális fluidizációs sebességnek nevezzük. Az eddig használt u lineáris folyadéksebességtől megkülönböztetendő jelöljük v -vel ami felületi sebességet jelent (teljes oszlopkeresztmetszetre vonatkoztatott térfogatáram).

Kapcsolatuk:

$$v = u\varepsilon \quad (2.117.)$$

módon írható ahol ε az ülepitésnél már definiált

$$\varepsilon = (1 - X_v) \quad (2.118.)$$

részecskék közötti hézagterefogat (térfogattört; lásd a (2.105.) és (2.106.) összefüggésekben).

A v_{mf} -nél nagyobb, de $v_h =$ hidraulikus szállítás, sebességénél kisebb teljes tartomány (ábrán B C szakasz) a fluidizáció tartománya. A v_h fölött a szemcsék kihordása történik. A fluidizációnál a szemcsék rendezetlen, folyadékszerű mozgása által jellemzett állapot igen alkalmas a két fázis teljes határ felülete mentén megvalósuló érintkeztetésére. Ez az alapja a biofilmmel borított hordozórészecskékkel működő fluidizált vagy hordozónélküli sejt aggregátumok lebegtetését végző ún. iszapfüggönyös bioreaktoroknak. Nem biológiai alkalmazási példa a foszfát- vagy nehézfémek kémiai kicsapását ill. inert hordozószemcsékre rétegezését végző ún. pelletreaktor esete.

Áramlástanilag két alapvető paraméter vizsgálata fontos; az ágy nyomásesése és kiterjedése (expanziója). A nyomásesés az egész tartományban jó közelítéssel állandó, és egyenlő a lebegésben tartott ágysúlyával.

Az expansió kérdése tulajdonképpen részecskehalmazok koncentráció függő ülepedési sebességének 2.5.2.1.pontban tárgyalt esetével azonos.

A v felületi sebesség növelésével a H ágy magasság növekszik, és egyensúlyi állapotát akkor éri el, ha a v az X_v részecskesűrűséghez tartozó kollektív u ülepedési sebesség ε -szorosával fog megegyezni (l. 2.117. összefüggés). Biofilmes szemcsékkel működő fluidizált ágyak közegsebesség - expansió összefüggését korábban leggyakrabban a Richardson Zaki féle képlettel (2.105.) írták le. A biofilmes részecskék jellegzetes Re_p tartománya 20-100 között van. Az egyedi szemcsék ülepedési sebességére ekkor a (2.104.) összefüggés érvényes, de a C közegellenállási tényező nem állandó:

$$u_1 = \sqrt{\frac{4g(\rho_p - \rho)d_p}{3C\rho}} \quad (2.119.)$$

és meghatározására csak a közegellenállási és surlódási erők arányát kifejező Galilei szám bevezetésével:

$$Ga = \frac{d_p^3 \rho (\rho_p - \rho) g}{\mu^2} = \frac{3CRe_p^2}{4} \quad (2.120.)$$

lehetséges.

Ezt gyakorlatban a

$$Ga = a \cdot Re^b \quad (2.121.)$$

formában szokás megadni, ill. a (2.105.) egyenlet kitevő függése is:

$$n = c \cdot Re^{-d} \quad (2.122.)$$

alakba írható, ahol a, b, c, d, kísérletekkel meghatározott konstansok. Kétséges ugyanakkor a (2.120.) kifejezés szerint értelmezett Re_p függő C kifejezés egyértelműsége. Egyszerű empirikus megoldás van a feladatra az ágyexpanzió felületi sebesség függésének lineáris közelítéséből. A H_0 nyugalmi ágymagasságra vonatkoztatott fajlagos expanzió

$$\frac{1}{H_0} \cdot \frac{dH}{du} \quad (2.123.)$$

állandó értéke a tapasztalat szerint jól korrelálható olyan fontos üzemi paraméterekkel mint adott hordozó esetén a biofilmvastagság, vagy hordozótömegre vonatkoztatott biofilmm koncentráció.

2.5.2.4. Anyagátadás a szilárd-folyadék határfelületen

E két fázis közötti anyagátadás az előző pont szerinti érintkeztetési feladatoknál valósul meg és befolyásolhatja a folyamat sebességét. Az átadott komponens mindig a folyadékban oldott állapotú. A reakció a szilárd fázison belül zajlik - biológiai eljárásoknál ez az aktív sejtömeg (biokatalizátor).

Amennyiben a sejtaggregátumok vagy pelyhek nagyon kicsik (azaz monocelluláris, vagy néhány sejtés egységként vannak a folyadék fázisban diszpergálva) vagy az inert hordozón a biofilmréteg nagyon vékony (esetleg monocelluláris) az anyagátadás lehetséges limitáló hatása a zérushoz tart. Ebben az esetben beszélünk a pszeudo-homogénfázisú folyamatról, melynek esetére érvényesek (egyedül) a mikrobiális kinetikai összefüggések (pl. Monod féle egyenlet, stb. l. 2.3.6.fejezet).

A legfontosabb kérdés e fejezetben, hogy a mikrobiális kinetikai összefüggések által lehetővé tett folyamatsebességet hogyan, és milyen törvényszerűségek alapján korlátozza a C oldott komponens (szubsztrát, vagy termék) fizikai transzportja a reakció zajlásának színhelyére (vagy a termékét vissza a folyadék főtömegébe).

Az oldott komponens útja mentén négy zóna különíthető el:

- a folyadék (általában turbulens) főtömege melyben a C konvekció útján egyenlítődik ki. A turbulens diffúzió ellenállását a gyakorlatban elhanyagolhatjuk.
- a szilárd felület mentén laminárisan mozgó folyadékfilm, melyben molekuláris diffúzióval történik az oldott komponens átadása
- biomasszatömeg oldott komponenssel még ellátott felső rétege (O_2 esetén ez tehát az aerob terület)
- a biomasszatömeg inaktív (O_2 esetén anaerob) zónája.

A 2.24. ábra azokat a lehetséges oldott anyag koncentráció lefutásokat mutatja be, melyek a két szélső eset - a komponens által teljesen átjárt "penetrált" - tehát átadás által működésében nem korlátozott szilárd fázis - felső görbe - és az ellenkezőleg nem vagy csak kis részben átjárt, tehát anyagátadás által szubsztrátellátásában leginkább limitált tömeg között helyezkednek el.

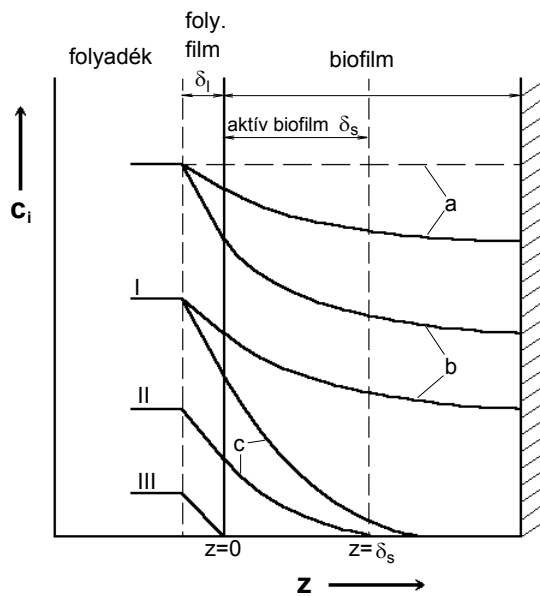
2.24. ábra: Oldott anyag mélységi koncentráció lefutás lehetséges esetei folyadékkal érintkező szilárd fázisban

a - teljesen penetrált biofilm

b - vékony biofilm

c - vastag biofilm (részleges penetráció)

Az I, II, ill. III-al jelölt görbék a a külső és belső limitáltság együttes hatását mutatják.



A különféle zónákon áthaladó oldott anyag transzport sorbakapcsolt ellenállásokon keresztül adódik át, ill. használódik fel a szilárd fázisban. A gyakorlatban a két utolsó lépés; a szilárd (biomassza) fázison belüli átadás az ún. belső átadási gátlás és a komponensnyelő biológiai folyamat kinetikájának összhangja a legfontosabb. A komponensáram kontinuitására a:

$$D_{eff} \frac{d^2 C}{dz^2} = B_{max} \frac{C}{K_s + C} \quad (2.124.)$$

egyenlet érvényes,

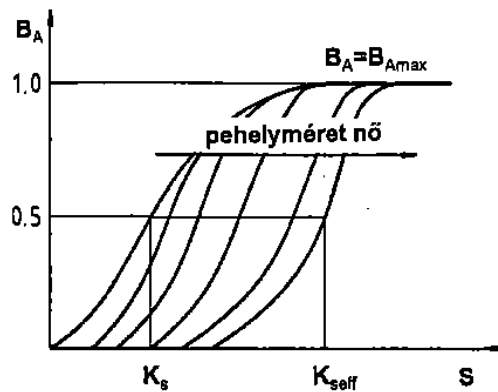
ahol: D_{eff} - a komponens diffúziós állandója a porózus biomaszamátrixban (általában a folyadékfázisban érvényeshez képest kevéssel alacsonyabb érték)
 C - a komponens koncentrációja,
 B_{max} - a kinetika (ezúttal Monod-féle) által megengedett maximális térfogati szubsztrátfogyasztási sebesség [$\text{kg}/\text{m}^3 \text{ d}$] vagy [$\text{kg}/\text{m}^3 \text{ s}$]

E hatások átfogó leírására irányul az Atkinson féle biológiai folyamatsebesség egyenlet (ún. BRE), melynek igen sokféle esetre van parciális megoldása. Ezek közül a szennyvíztisztításban fontos két eset grafikus ábrázolását mutatjuk be, főleg sejtaggregátumok, ill. biofilmek esetére.

Mindkettő alapvetően a Monod féle kinetika jól ismert folyamatsebesség - komponenskoncentráció összefüggéseinek átadási ellenállások általi módosulását szemlélteti.

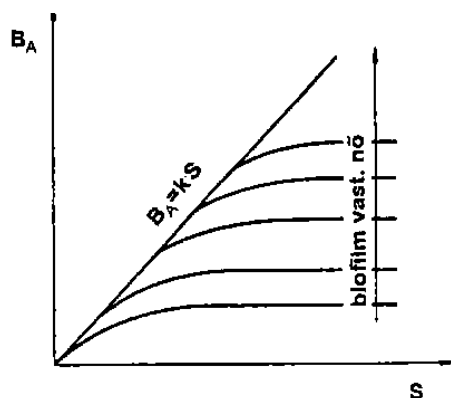
A 2.25 ábrán látható, hogy az aggregátum méret (diffúziós úthossz) növekedése hogyan növeli a K_s állandót a kizárólag mikrobiális kinetika által meghatározotthoz képest nagy látszólagos értékre (eff indexszel jelölve).

2.25. ábra: A Monod egyenlet látszólagos $K_{s\text{eff}}$ konstansának és a folyamatsebesség függése a mikrobaaggregátum méretétől



A 2.26. ábrán ezúttal a B_A biofilmfelületre vonatkoztatott komponens fogyasztási sebesség látható a biofilmvastagság függvényében. Az aszimptotikus burkolóvonal a görbék közös elsőrendű reakciórendet mutató felszálló ágaira illeszkedik.

2.26. ábra: A felületi komponens-fogyasztási sebesség és a $K_{s\text{eff}}$ konstans függése a biofilmvastagságtól



3. A SZENNYVÍZTISZTÍTÁS ELJÁRÁSAI

3.1. A mechanikai tisztítás

3.1.1 A mechanikai előtisztítás

A mechanikai tisztítás általában előkezelésként használatos nagyobb hatékonyságú tisztítóeljárások előtt. Ennek megfelelően elsődleges célja a technológiai sorban következő gépek, műtárgyak védelme nagyobb méretű darabos lebegőanyagrészekről (pl. szivattyúk, vezetékek dugulása) másrészt főleg koptatóhatásukkal kártékony kemény szemcsésanyagoktól.

E célokat klasszikus; régóta használatos eszközök, a rácso, sziták, valamint a homokfogók szolgálják.

A felismerés, hogy viszonylag egyszerű kis helyigényű gépekkel történő finom lebegőanyag elválasztás jelentős; a továbbiakban igen költséges (bio)reaktortérfogat- és energiafelhasználástól mentesítheti a tisztítótelepeket, az utóbbi években ilyen eljárások- és berendezések gyors terjedését okozta (különösen újszerű szitakombinációk).

A klasszikus rácsokkal kommunális szennyvizeknél elérhető 5-7 %-os összes KOI vagy BOI csökkenés jelentősebb fokozása a fentiekén túl a szervesanyagot igen könnyen vízteleníthető és elhelyezhető állapotban szolgáltatja - ellentétben az aerob biokonverzió rendkívül nehezen kezelhető termékével a biológiai fölösisszappal.

A rácso klasszikus felosztása szerint

- kézi- és gépi tisztításúak, valamint
- finom-(5-20 mm pálcaköz) és durvarácso (20-100 mm) lehetnek.

A kézi tisztítású rácsokat általában a csatornát megszakító, vagy az első tisztító műtárgy előtti szögletes aknába helyezik.

Hajlásszöge (áramlás irányába történő döléssel) a vízszinteshez képest 45-60°. A rácsoakna - azaz a rácstábla úgy választandó, hogy az átlagos vízhozam 0,5 m/s-nél kisebb sebességet adva érkezzen a rácsohoz. Tisztításuk gereblyeszerű kézi eszközzel történik, mellyel a rácsozemat a rácso fölötti perforált rácsozemat-kicsöpögtető lapra vagy vályúba

húzható föl. Az időszakos tisztítás miatt megengedhető nyomásesés, ill. vízszintkülönbség max 0,15-0,2 m-rel vehető figyelembe.

A gépi tisztítású rácsok lehetnek sík- vagy ívelt kivitelűek.

A síkrácsok az aknában a vízszinteshez képest 60-90°-os állásban foglalnak helyet.

Tisztításukat a rácspálcák között mindig fölfelé mozgatott u.n. fésűk végzik, melyeket különféle mechanizmusok hajthatnak meg biztosítva egyben a rácsszemét kiemelését, ill. gyűjtőedény (konténer) felé lejtő surrantóba való ejtését is. A legelterjedtebb egyszerű rácstisztító mechanizmus a folyásirányban a rács mögött elhelyezett lánchajtású fésű, melyről a felső holtpont után egy lejtős ellenfésű veszi le a szemetet és csúsztatja megfelelő szögállású pályán a gyűjtőedénybe.

Síkrácsoknál alkalmaznak még alternáló (föl-lefelé járó) általában hidraulikusan mozgatott tisztítószerkezetet, vagy egyéb pl. drótkötélhajtású mechanizmusokat is.

Az **íves rácsok** a rácsakna fenekét érintő ívvel indulnak, és a maximális megengedett vízszintnél mintegy 45°-os szögben állnak a vízszinteshez képest. Az ív geometriai középpontja körül áramlásirányban forgó tisztítófésűről a vízszint felett mérlegként fölfüggesztett és a fésű által kitérített ellenfésű veszi át a szitaszemetet és ejti a konténerhez vezető csuszára.

A rácsok általános méretezésénél mintegy 0,3-1,0 m/s átfolyási sebességtartományt jelölnek ki. Ez elegendően nagy ahhoz, hogy megakadályozza a jól ülepedő (pl. homokszerű) szemcsés anyagok leülepedését az átfolyás során. Másrészt megakadályozza a - nagyobb berendezéseknél a szintkülönbség határértékéről automatikusan indított tisztítószerkezet üzeme mellett - a túl nagy nyomásesés kialakulását. Ez általában nem lépheti túl a 0,5 m v.o. értékét.

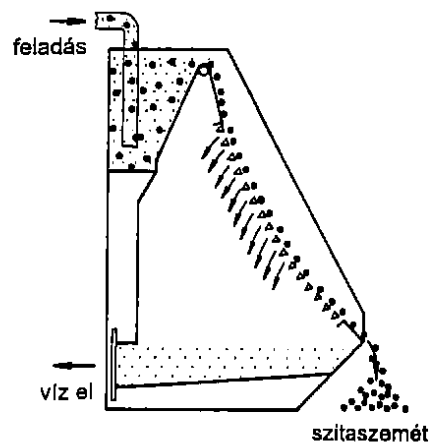
A szitaszemét jellemzőire csak kommunális szennyvizek esetén lehet közelítő számértékeket adni. Jelentős részüket foglalja el a textilhulladék (60-70 % v/v). Minél durvább a rács (nagy pálcaköz) annál nagyobb a rácsszemét szervesanyagtartalma; ez elérheti a 90 %-ot. Szárazanyagtartalmuk általában 15-től 25 % m/m-ig változik, halmazsűrűségük 650-950 kg/m³ közötti.

Az utóbbi két jellemző tekintetében lényeges előnyt jelent a rácsszemétprések alkalmazása. Ezek általában csigásprések, melyek a szemét fokozatos kompressziójával, számottevő nedvességtartalom-, és ennél is jelentősebb térfogatcsökkenést biztosítanak. A durva lebegőanyag eltávolítás alapvetően eltérő működésű, és a bevezetésben felsorolt előnyöket nem biztosító eszközei az aprítógépek, melyek kiválasztás helyett őrlik a darabos anyagokat. Ilyen módon az általuk okozott technikai problémákat (dugulás) kiküszöbölik, de lényegesen költségesebb eljárási fokozatot terhelnek a szennyezés érdemi eltávolításával. Az áramlási útba helyezett késes darálók főleg az Egyesült Államokban használatos gépek.

Az **ívsziták** terjedtek el először a finomabb lebegőanyag elválasztás gépei közül. Működési vázlatát a 3.1 ábra mutatja. A szennyvíz a felső bukóélen át egyenletes rétegben elosztva síklik végig a csökkenő lejtésű szita felületen. Az öntisztító; mozgó alkatrész nélküli gép által igényelt vízszintkülönbség kb. 2 méter. A szitamaradékot az áramlás lendülete, majd a kisebb dőlésszögű szakaszon föltorlódva saját súlya segíti eltávozni. A speciális, elsősorban a dugulásveszélyt csökkentő lekerekített háromszög alakú szitapálcák közötti résméret vízszintes vetülete határozza meg az áteső részecske méretét. A résméret általában 0,25 mm-től (ritka) 2 mm-ig terjed. Az anyag jellemzőitől

(alak, tapadás) függően többféle állandó vagy változó görbületű szitát építenek. (Az alsó szakasz szokott nagyobb görbülettel készülni.) Gyakran előfordul, hogy a lefelé csökkenő meredekségű szita felületét három síklemez szakaszból állítják össze.

3.1. ábra: Ívszita működési vázlat



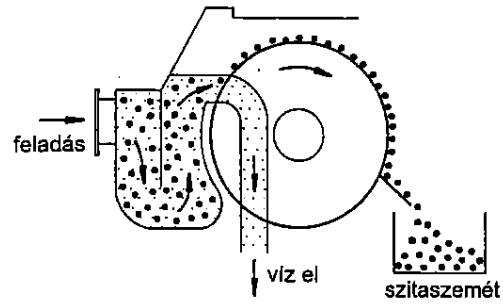
Néhány tájékoztató adat az egységnyi b szélességű ívsziták Q/b [m^3/mh] fajlagos terhelhetőségéről a résméret függvényében:

Q/b	[m^2/h]	20-30	35-50	50-70	75-100
rés	[mm]	0,25	0,5	1	1,5

Az ívszita viszonylag régóta elterjedt a cukoriparban, terjed a kommunális szennyvíztisztításban - gyakran kisebb telepeknél az előülepítést is helyettesítve - és a vágóhídi szennyvizek kezelésénél. Különösen az utóbbi esetben fordulhat elő a zsír hatására történő eldugulása. Ilyenkor többnyire automatizált mechanikus, vagy szakaszos forróvízsugárral működő tisztító berendezéseket használnak.

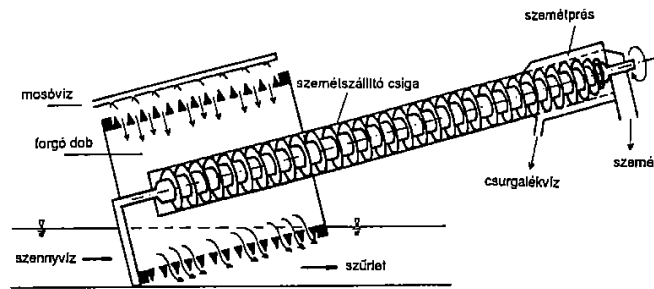
A **hengeres sziták** rendkívül változatos kivitelben, álló vagy forgó dobbal készülnek. Általában itt is az áramlás irányában bővülő járatokat kialakító háromszög profilú szitapálcákat alkalmazzák. A legegyszerűbb gép **kivülről befelé szűr** a feladó tartályhoz tömítetten csatlakozó forgó dob palástján át. A leválasztott anyagot kaparókés távolítja el. (3.2 ábra) A dobfelület belülről vízszugárral (időszakosan) visszaöblíthető. Az alkalmazott résméretek 0,25-1 mm között változnak.

3.2. ábra: kívülről befelé szűrő forgódobos szita



A **belülről kifelé szűrő** forgódobokba vagy beömlő vályún kerül a szürendő víz vagy - mint a 3.3 ábra szerinti vázlaton látszik - egyszerűen belemerülnek a szennyvízcsatornába.

3.3. ábra: Belülről szűrő forgó szitadob csigás szemétpressel



A dobok minden esetben áramlásirányban emelkedő lejtésűek. Az ábrán bemutatott megoldásnál a dobfelület forgása által fölhordott szemét a központi szemétszállító csiga vályújába esik. Ez a csiga emeli egyrészt a szemetet a gyűjtőkonténer magasságába, másrészt utolsó perforált palástú szakaszán préseléssel vízteleníti is.

A szitafelület tisztítását kívülről vízszöglettel vagy forgókefével oldják meg. Az alkalmazott résméret 0,25-5 mm tartományban változik.

A **finomszíták szemete** a kommunális szennyvizek összes lebegőanyag tartalmának 10-15 %-át tartalmazza. Szervesanyagtartalmuk 65-95 % között változik, zsírt és egyéb könnyű uszadékot, fekáliamaradványokat tartalmaznak. Halmazsűrűségük ezért kisebb a durva rácsszeméténél, másrészt bűzősebbek, biológiailag instabilak így gyorsabb kezelésük ill. elhelyezésük szükséges.

Homokfogással főleg szervesanyagokat távolítanak el (homoktalajmaradványok, fém, esetleg tojáshéj, csontszemcsék), melyeknek ülepedési sebessége jelentősen nagyobb a rothadóképes szerves lebegőanyagokénál.

Ennek megfelelően eltávolításuk gyakorlatilag egyetlen módja a szelektív üleptetés. Az üleptető terhelésével ill. bizonyos külön beavatkozásokkal (légbefúvás) megakadályozható a szervesanyag kiválasztása, így - esetleges mosás után - biológiailag stabil szilárd maradék nyerhető ki, mely elhelyezésre viszonylag igénytelen.

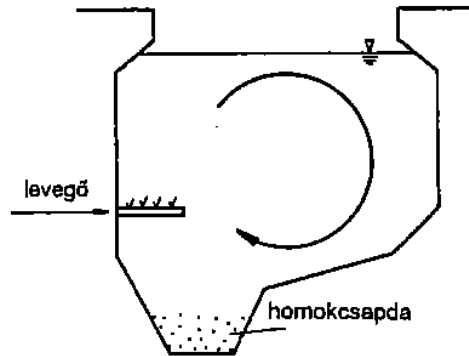
Általában kisebb (mintegy 1000 m³/d kapacitás alatti) telepekhez nem terveznek homokfogót.

Méretezésük alapja a 0,2 mm szemcse méretű homok mintegy 0,02 m/s ülepedési sebessége. Egy ilyen szemcse kb. 0,3 m/s vízszintes áramlási sebességnél sodródik el a vízszintes felületről, ezért a legegyszerűbb hosszanti átfolyású üleptetőcsatornában az átfolyási sebesség ezalatt tartandó. E sebességnek minimális értékét (0,1 m/s körül) is kikötik mert ilyen módon tartható távol az üledéktől a szerves lebegőanyag. Ilyen homokfogók felületi terhelését mintegy $u = 30$ m/h-ra szokás választani.

A **légbefúvásos homokfogók** szintén hosszanti átfolyású üleptető, amelyben azonban aszimmetrikusan (az egyik oldalfalnál) elhelyezett légbefúvóelemek a hosszirányú átfolyást spirális eredő irányúvá alakítják. Ez egyrészt lebegésben tartja a szervesanyagot, másrészt folytonos "homokmosást" biztosít a homokcsapdában kiülepedő üledéknek (3.4 ábra). A hosszirányú üleptető hossz / szélesség aránya jellegzetesen 4:1 csúcsvízhozamra számítva 2-5 perc tartózkodási időt szokás biztosítani a megfelelő leválasztáshoz. A mechanikusan

vagy mammutszivattyúval kitermelt üledék mennyisége 5-10 l / 1000 m³ szennyvíz;
halmazsűrűsége kb. 1600 kg/m³.

3.4. ábra: Légbefúvásos homokfogó keresztmetszeti vázlat

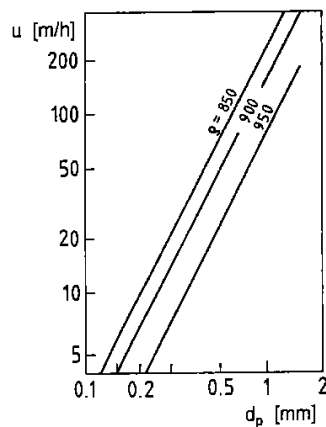


3.1.2. Zsír-, és olajleválasztás

A zsír- és olajfogás eljárásán olyan, főleg gravitációs elválasztást értünk, mely szélesebb értelmezésben vízzel nem elegyedő folyadékok elválasztására szolgál. Ide értendők a szerves oldószerek, különféle üzemanyagok, ásványolajszármazékok, de leggyakoribb az alkalmazásuk növényi vagy állati étkezési zsírok, ill. olajok elválasztására (ilyeneket előállító, vagy földolgozó iparoknál; konyhák, éttermek szennyvizének előkezelésénél). A szennyvízben diszpergált, jó közelítéssel gömbalakú zsír- vagy olajcseppek leválasztására egyszerű gravitációs medencéket alkalmaznak (fölfelé történő ülepítés). A felszállósebesség számítására a Stokes f. formula legkisebb Re_p szám tartományára érvényes 2.101. alakja jó közelítéssel alkalmas.

A gyakorlatban előforduló sűrűsértományra érvényes fölszállósebességeket a 3.5. ábrán adjuk meg, ezek szolgálhatnak alapul a zsírfogó medencék felületi terhelésének meghatározásához.

3.5. ábra: Olajcseppek felszállósebessége a méretük ill. sűrűségük függvényében



A hosszanti átfolyású kóolajipari ülepítők méretezésére egy amerikai ajánlás az ábrán bemutatott $d_p = 0,15$ mm fölötti cseppméretekre megfelelő biztonsággal a következő adatokat adja:

- Felületi terhelés $v = 0,9-3,6$ m/h
- Vízzintes sebesség 18-55 m/h
- Vízmélység / medenceszélesség arány: 0,3-0,5
- vízmélység 1-2,5 m között

Amennyiben emulgált állapotú olaj nincs jelen számottevő mennyiségben, ilyen egyszerű medencékben az elfolyó szénhidrogén tartalom $15-100$ g/m³ alatt tartható.

Alárendelt jelentőségű, főleg konyhai eredetű növényi-állati zsíradékot leválasztó műtárgyakat általában 3-5 perc tartózkodási időre, ill. max 15 m/h felületi terhelésre méreteznek. Zsíreltávolítási hatásfok tekintetében mintegy 80 % vehető számításba.

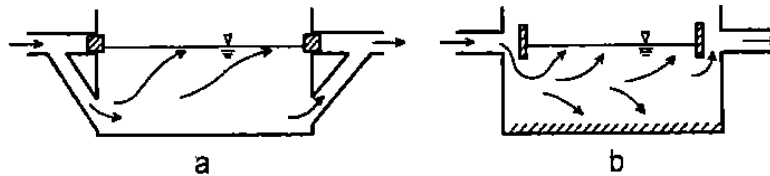
Ennek értéke a gyakorlatban jelentősen függ a felúszott zsírréteg rendszeres eltávolításától (kézi fölözés).

Kiviteli alakjuk általában 1:2 szélesség-hosszúság arányú szögletes akna. Amennyiben nem feladat nehéz üledék eltávolítása, a be- és kilépő csonkok közvetlenül a fenék fölött helyezkednek el. Szakaszos üledékeltávolítás esetére a be- és kilépés helye a vízszintnél van, de mindkettőt merülőfal választja el a felszíni zsírgyűjtő tértől. (3.6 ábra)

3.6. ábra: Zsírfogóaknák vázlatja

a: üledékeltávolítás lehetősége nélkül

b: szakaszos üledékeltávolításra



Az A.P.I. (American Petroleum Institute) által tipizált kétfokozatú, hosszanti átfolyású olajfogó 0,15-0,2 mm cseppméretig képes eltávolítani az ásványolaj származékokat. 200-350 g/m³ bemenő koncentráció mellett jellegzetesen 50 g/m³ elfolyóval lehet számolni. A két sorbakötött medencében azonos kiviteli láncos fölöző - üledékkotró szerkezet működik.

Az API méretezési előírása szerint a műtárgy hatékony (effektív) A_{eff} felületét az u felszállósebesség segítségével

$$A_{eff} = \frac{Q}{u} \quad [m^2] \quad (3.1.)$$

alakban kaphatjuk meg.

Ez a valódi vízfelülethez képest az
 f_s - 1,2 visszakeveredést; és az
 f_t - 1,37 turbulenciát figyelembevevő korrekciókkal:

$$A_{eff} = \frac{A}{f_s f_t} \quad (3.2.)$$

A vízzel nem elegyedő folyadékcsseppek fölúsztatását is jelentősen megkönnyíti a ferde lemezek közötti csatornában vezetett áramlás. (l. 2.5.2.1.fejezet).
 A Shell cég által rendszeresített PPI (parallel plate interceptor) típusú olajfogó hosszanti átfolyású. A medence hossz tengelye felé 45°-ban lejtő lemezbetét-pár távköze 75-100 mm. Hatása nemcsak a felszállási úthossz rövidítése, hanem a csseppeknek a felülettel és egymással történő gyakoribb ütköztetése révén biztosít jobb elválasztást. Az egyesült olajcsseppek gyűjtését a lemezkötegpár fölötti hengersizemens alakú dóm végzi. Alkalmazásával a két közeg 100 kg/m³ körüli sűrűségkülönbsége mellett megközelíthető a 10 g/m³-es elfolyó olajtartalom.

Méretezéséhez a (v.ö. 3.1 képlet) az

$$A_{eff} = n L_{eff} B \cdot \cos \alpha \quad (3.3)$$

összefüggést ajánlják,

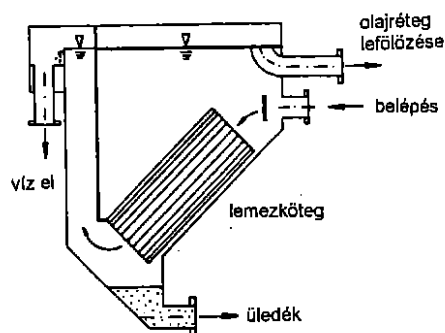
ahol: n - a lemezközök száma
 B - a lemezszélesség [m]
 α - a lemez vízszintessel bezárt szöge

A hatásos lemez hossz számítása:

$$L_{eff} = L - 1 \quad [m] \quad (3.4.)$$

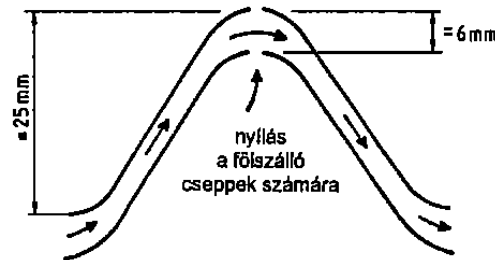
Egyszerűbb kivitelű keresztáramú olajfogó vázlatát mutatja a 3.7 ábra.

3.7. ábra: Keresztáramú lemezes olajfogó



Hasonló elrendezést alkalmaznak gyakran a még előnyösebb hatású hullámlemezbetétek esetén is. A lemezpárok szinuszgörbéhez hasonló profilja a 3.8 ábra vázlat szerinti. A hullámokra merőleges átfolyás mérsékelt turbulenciája hatékonyan segíti a cseppek ütközése révén az egyesülésüket. A hullámtetőn helyetfoglaló furatokon keresztül a nagyobb olajcseppek folytonos eltávolítása is megtörténik.

3.8. ábra: Olajfogó hullámlemez betét



Az ábrán jelölt méretek minimumnak tekinthetők; csak gondosan lebegőanyag-mentesített vizek esetére. Egyébként a lemezköz mérete 15-20 mm-ig növelendő. Méretezésére a 3.1-3.3 összefüggések alkalmasak, de a hasznos lemez hossz:

$$L_{eff} = L - 0,25 \quad (3.5)$$

A hullámlemez olajfogókkal tipikus esetekben 6 g/m^3 ill. ez alatti elfolyó olajtartalmak érhetők el.

A lemezkötegek - főleg a finom lebegőanyagok fölrakódása miatt - 4-12 havonként kiemelendők és alapos tisztításnak vetendők alá. Bizonyos esetekben a zsír- vagy olaj diszperziók lényegesen stabilabbak és egyszerűen gravitációval nem, vagy gyenge hatásfokkal választhatók ki. Ez az eset a kolloid mérettartományt nagyságrenddel meghaladó; 10-100 mikronos cseppek "olaj a vízben" típusú emulzióinál fordul elő (1. 2.6 fejezet). Az olajon kívül jelentős mennyiségű lebegőanyagot és detergenst is gyakran tartalmaznak a kezelésre szoruló szennyvizek (főleg gépek, mezőgazdasági munkagépek, gépkocsik mosásánál).

A felületaktív anyagok stabilizálni igyekeznek az emulziót azzal, hogy irányítottan adszorbeálódnak a csepp - víz határfelületen. Jelenlétük csökkenti az emulzióképződéshez szükséges energiaigényt. A stabilitás csökken a hőfok ill. az olajkoncentráció növekedésével. Mindkét tényező fokozza a cseppek ütközési valószínűségét, így adalékanyag nélküli koaleszkálási (egyesülési) hajlamát: A stabilitás mértékének gyakorlati jellemzésére az olajos emulzió időállandóját használják. Ez az emulgált fázis 90 %-ának kiválásához szükséges idő. Beavatkozás nélkül a 10-100 mikronos mérettartományban ez az idő néhány nap. Az elválasztást segítő, csak részben mechanikai másrészt fizikai kémiai elvű megoldások közül kétféle terjedt el.

- Lemezes ülepítők a mechanikai cseppkiválasztást nemcsak a felúszási úthossz csökkentésével fokozzák, hanem a hidrofób oleofil anyagú lemezek a cseppek

egyesülését is elősegítik, majd a kivált fázist folytonos filmként egyesítik. A lemezek többnyire műanyagból készülnek. Általában külön üledékeltétel is lehetséges a fenékről (szakaszosan).

- Erősen oleofil tulajdonságú nagy fajlagos felületű porózus tölteten vezetik keresztül a kétfázisú keveréket. Az olajcseppek átmeneti megtapadás után nagy cseppekben szakadnak le a töltetfelületről, és emelkednek a felső gyűjtőtérbe, ahol koaleszkálva nagy méretük miatt már gravitációs szétválasztásuk lehetséges. Ilyen elválasztó berendezések előtt (az esetleges emulzióbontáshoz szükséges vegyszereken túl) segédanyag adagolása is szükséges lehet. (Különleges felületaktív anyag biztosítja a töltet elválasztó tulajdonságának fönntartását.)

Az alkalmazott berendezések olyan mélységi, vagy homokszűrőhöz hasonlítanak, ahol a szűrés (cseppkoaleszkáltató áramlás) iránya fölfelé, és az időszakos visszaöblítése lefelé irányul. Általában 2 kg/m^3 -ig terjedő bemenő szénhidrogéntartalmú vizek 98-99 %-ot is elérő hatásfokkal tisztíthatók.

Számottevő lebegőanyagtartalmú szénhidrogénipari szennyvizek esetében leszálló áramú berendezéseket alkalmaznak. Ekkor a visszamosás azonos irányban ill. funkcióval megy mint a homokszűrőknél (l. 2.5.2.1 fejezet).

EDDIG Komplet!!!!!!

Hiányzik 3.1.3. fejezet!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!

3.1.3. Pelyhes csapadékok elválasztása

Az eljárás alkalmazásában három terület adja a kezelt szennyvízvolumen túlnyomó részét:

- kolloidális, ill. finom lebegőanyagok általában vegyszeres pelyhesítését követő ülepités (ide sorolható az ivóvíztisztításnál gyakran alkalmazott vegyszeres derítés is)
- Kommunális szennyvizek előülepitése, amely egyben átmenet is, hiszen csak részben flokkulált részben darabos jellegű anyag elválasztása történik.
- Biológiai (főleg aerob) szennyvíztisztításnál a reaktorból elfolyó tisztított víz - iszap elegy utőülepitése.

Közös jellemző ezzel együtt a lebegőanyag pelyhes szerkezete. (l. 3.1.3.pont) A kis szilárdságú plasztikus képződmények viszonylag kis áramlási nyiróerő (turbulencia) hatására szétfóredeznek. Lamináris áramlás körülményei között viszont (ez az ülepités egyébként is szükséges feltétele) újra képződnek és lassú növekedésnek indulnak. Méretük általában néhány mm; szárazanyagtartalmuk ill. vízhez viszonyított sűrűségkülönbségük minimális. Tekintettel az alkalmazás óriási volumenére és a pelyhek csekély mechanikai stabilitására, az elválasztás hajtóerejeként a gravitáció alkalmazása kétségkívül a leggazdaságosabb és leginkább kiméletes azaz a leghatékonyabb.

3.1.4.1. Az ülepités

Az ülepités során a folyamatos művelet vagy eljárás legfontosabb, ill. legegyszerűbben képezhető teljesítményjellemzője a felületi, vagy hidraulikai terhelés:

$$v = \frac{Q}{A} \quad [\text{m/h}] \quad (3.6.)$$

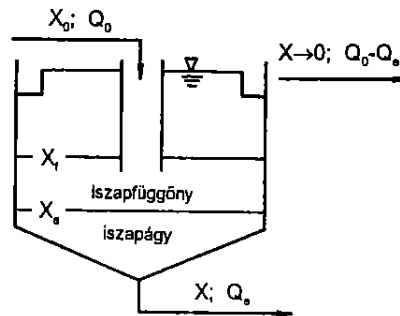
ahol: A - a berendezés, vagy műtárgy vízszintes keresztmetszete.

Fontos látni, hogy v nemcsak dimenzionálisan de a fizikai lényegét tekintve is a lineáris ülepedési sebességet fejezi ki. A gyakorlatban a szakaszos ülepitési kísérlet során fölvetett görbe egyenes (2.20. ábrán 2. jelű) szakaszának meredeksége szolgál alapul ipari méretű folytonos műtárgy terhelhetőségének meghatározására. Természetesen az utóbbit viszonylag kisebbre választják (az ülepitőben megvalósuló áramlás jellegét meghatározó Re ill. Fr dimenziómentes számok függvényében, ill. a szerkezeti méretekből adódó. A keresztmetszet csökkentésével) Egy folytonos ülepitőben azonban egyidejűleg zajlik a szakaszos kísérletnél talált zónák szerinti összes fázis. A 2.20. ábrán behúzott sugaras segédvonalak határolják el a különböző koncentrációjú tartományokat egy-egy időpillanathoz tartozó függőleges vonalak szakaszaiként.

Folytonos üzem állandósult állapotában hasonló történik. A 3.9. ábra vázlaton csak helyfüggő tulajdonságú területeket mutatunk be. Az iszapfüggöny felső határvonalának X_f lebegőanyagtartalma a 2.20. ábra egyenes szakasza közbeni X_0 -hoz közeli érték. Az iszapágy felső határára jellemző X_a érték lefelé haladva tovább növekszik az iszapelvétele X lebegőanyagtartalmig, miközben az átmeneti; esetleg sűrítési zónáknak megfelelő

tömörödés játszódik le, a rendelkezésre álló iszapmagasság és idő által megengedett mértékben. Világos tehát, hogy egy - csak lebegőanyag eltávolítást célzó művelet közben iszapsűrítés valamilyen foka is végbemegy. Utóbbi egyrészt fontos üzemeltetési érdek is, azaz a szennyvíz lebegőanyagtartalmát célszerű a lehető legtöményebb formában kinyerni a további víztelenítési költségek minimuma érdekében. Ugyanezek miatt az eljárás olyan tárgyalása szükséges, mely figyelembeveszi az egyidejű sűrítést, ill. ennek eredményeként szolgáltatja az elvett iszap X lebegőanyagtartalmát is.

3.9. ábra: Ülepítő-sűrítő működési vázlata a felületi lebegőanyag terhelés meghatározásához



Erre a célra szolgáló egyszerűbb empirikus eljárás a szakaszos kísérlet 2 és 4 szakaszainak meghosszabbításából metszéspontot képez, melyből a szögfelező egyenes metszi ki azt a pontot, melynek érintője a pillanatnyi $[dH/dt]_i$ ülepedési sebesség (l: 2.107. összefüggés). Amennyiben célunk X lebegőanyagtartalmú iszap elvétele, a (2.109.) szerinti anyagmérlegegyenlethől kifejezhető a szakaszos kísérlet hozzá tartozó H magassága. Ehhez pedig a közepes 3 zónabeli sebesség vonalán t ülepitési idő szükséges; azaz az ülepitő $v=H_0/t$ hidraulikai terheléssel üzemeltethető. Az ülepitő szükséges felülete ezek után a (3.6) összefüggéssel határozható meg.

Jóval több lehetőséget ad, bár mint a (2.5.2.1.) fejezetben láttuk több kísérlettől származtatható a J lebegőanyag tömegáramsűrűség ábrán (2.21. ábra) alapuló módszer. Ennek alapja, hogy létezik egy J_h felületi lebegőanyagterhelés határ, amely még lehetővé teszi tiszta ($X \approx 0$ összetételű) felülúszó fázis elvezetését.

Az ülepitő A felszínén keresztül lefelé haladó lebegőanyagterhelés

$$J = J_u + J_e \quad (3.7.)$$

két komponens eredője:

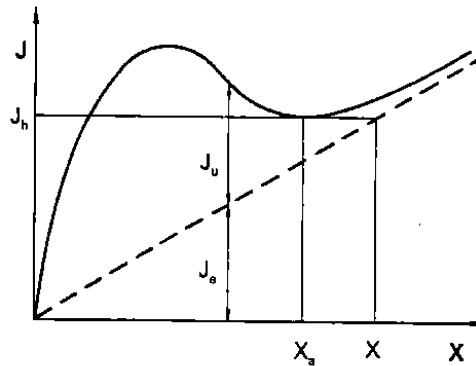
$$J_u = v_u X_f = \frac{Q_u}{A} X_f \quad (3.8.)$$

az ülepedésből ered; a fenékiszapelvételből pedig:

$$J_e = v_e X = \frac{Q_e}{A} X \quad (3.9.)$$

Az iszap X lebegőanyagtartalmának függvényében ábrázolva a két terhelés egymásra szuperponálódik (3.10. ábra).

3.10. ábra: A felületi lebegőanyag termelés J_h értékének grafikusmeghatározása



Az eredő görbe minimuma lesz az a J_h határ lebegőanyagterhelés, amely mellett még fönnttartható az elválasztás. Ugyanennek a pontnak az abszcisszája egyben megfelel az iszapágy 3.9. ábrán jelölt felső rétegi lebegőanyagtartalmának. Az iszapelvétel Q_e mennyiségét az üzemeltetés során változtathatjuk. A v_e elvételi felületi terhelés az ábrától látható módon az alsó szaggatott egyenes vonal iránytangense. (Természetesen az egyenessel együtt az eredő lebegőanyagterhelés görbéje is elmozdul.) Nagyobb v_e alkalmazásával az ábrán látható módon kisebb X iszapkoncentráció adódik, és fordítva. Az üleptető háromféle üzemmódban működhet a bevezetett

$$J_0 = \frac{Q_0}{A} X_0 = v_0 X_0 \quad (3.10.)$$

és a J_h határ lebegőanyagterhelés viszonya szerint:

$J_0 > J_h$ esetén az üleptető túlterhelt, képtelen az adott lebegőanyagtömeg elválasztására, így annak egy része a $Q_0 - Q_e$ tisztavíz árammal távozik.

$J_0 = J_h$ határesetben az üleptető teljes kapacitását igénybe vesszük.

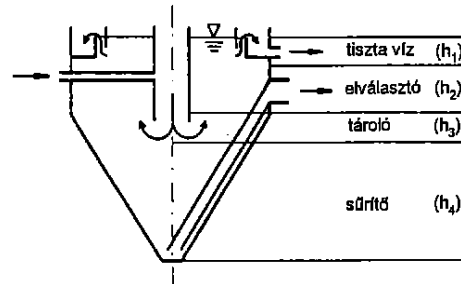
$J_0 < J_h$ esetben az üleptetőnek tartalék terhelhetősége marad. A nagyra választott v_e miatt az előbbieket értelmében az X a lehetséges maximum alatti érték, tehát nem használtuk ki a berendezés sűrítő képességét.

Az üleptető berendezések tipikus változatait az uralkodó áramlási irány tekintetében függőleges- vízszintes- és ferde átfolyású csoportokba sorolhatjuk.

A függőleges átfolyású üleptetők tipikus kialakítása szerepel a 3.11. ábrán. A bevezetett szennyvíz egy felülről nyitott központi ún. csillapítóhengerbe jut, ahonnan kilépve a lebegőanyag lefelé haladva ülepszik, a víz pedig 180°-os irányváltás után

körszimmetrikusan fölfelé halad. A tisztított víz elvétele az általában fogazott (v nyílásokkal ellátott) bukóél kerületén egyenletes elosztásban a bukóvályú aljáról történik. Gyakran helyeznek el ún. merülőfalat a bukóél elé, mely megakadályozza, hogy az esetlegesen fölüszó iszap a tisztított víz útján távozzon. Az iszap fenéksompon történő elvezethetőségének feltétele, hogy a kúpos (ritkán szögletes gúla alakú) alsórész alkotójának vízszintessel bezárt szöge ne legyen kisebb 55-60°-nál.

3.11. ábra: Függőleges átfolyású ülepitő vázlat; az ülepitőben kialakuló funkcionális zónákkal



E követelmény nehezíti alkalmazását 7-8 m-nél nagyobb átmérőnél t.i. e. fölött már igen költségessé váló magas szerkezet építendő (földmunka, talajvízelszívási, alapozási költségek). Még függőleges átfolyásúnak minősíthetők azok az ülepitők, amelyeknek közepén közel sík fenékrésze van. Ekkor ugyan már kotrószerkezet szükséges, de azonos magasság mellett jóval nagyobb átmérőjű ill. felületű egységek építhetők. (Alkalmazásuk meglehetősen ritka.) Az ülepitőberendezés tere az ábrán bemutatott zónákra oszlik. A legjelentősebb alkalmazási terület az eleveniszapos rendszer utóülepitése. Erre a feladatra az egyes zónák magasságára, ill. szükséges térfogatára tapasztalati képletek állnak rendelkezésre. A méretezés a v hidraulikai terhelés (3.6.) alapján történik; az iszapjellemzőktől függő korrekciókkal. A hatásos ülepitőfelületként a csillapítóhenger félmagassága alatt kevéssel elhelyezkedő kúpszelvényt veszük, amely a hengeres rész keresztmetszeténél számottevően kisebb lehet.

Az ábrán bemutatott kialakítással Dortmundi típusnéven, ill. lefelé szélesedő kúpos csillapítóterrel Graever típusú ülepitőként ismeretes a gyakorlatban.

Viszonylag gyakori alkalmazása a vegyszeresen pelyhesített szennyvizek ülepitésénél is. Kevésbé ajánlatos előülepitőként használni, mivel a nyers szennyvizek lebegőanyagtartalma, mind ülepedési sebesség, mind pelyhesedés foka szerint inhomogén.

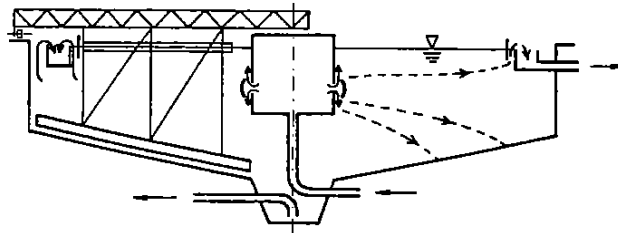
A kúpos térben fölfelé csökkenő sebességű áramlás ún. iszapfelhőt tart lebegésben. Ennek a legkisebb részecskék elválasztásra igen előnyös szűrő ill. ütközés útján pehelyméretnövelő hatása van. A közegellenállás ellenében az újabb részecskék megkötésével növekvő súlyú iszapfelhő aljáról iszapcsomók válnak le, így marad fenn az erőegyensúly. Előülepitéskor hátrányos, hogy a nyersiszap tartózkodási ideje az iszapfüggönyben méretétől függően változik, és a legfinomabb frakció esetében igen hosszú lehet; ez berothadáshoz vezethet.

A kommunális szennyvíztisztítás során utóülepitőként szokásos felületi terhelése: $v = 1-1,5 \text{ m/h}$.

A vízszintes átfolyású ülepítők esetén a lebegőanyag szemcsék pályáját követve a pehelynövekedés hatása az egyeneshez képest lefelé hajlásban nyilvánul meg. Méretezésüknél ezért fontos kritérium a tartózkodási idő is. Ennek növekedésével javul az elválasztás, ill. a hidraulikai felületi terhelés ill. felületi lebegőanyagterhelés számítása mellett általában minimális tartózkodási időt is meghatároznak.

A kör alakú, radialis átfolyású ülepítők leggyakoribb típusa Dorr medence néven vált ismertté. A 3.12 vázlaton látható módon a szennyvíz egy központi csillapítóhengeren keresztül jut ki az ülepítőtérbe. Tekintettel az igen nagy méretekre (kb. 50 m-es átmérőig építenek ilyen ülepítőket) a kilépőnyílásokon fontos a viszonylag nagy (0,05-0,1 m/s) sebességek lendületének megtörése. Különböző, főleg irányváltoztatással működő megoldások szolgálják ezt a célt, kialakult áramlás azonban csak bizonyos úthossz után van, amelynek megfelelő területet az ülepítő hasznos felületébe nem számítanak be.

3.12. ábra: Vízszintes átfolyású, kör alakú (Dorr) ülepítő működési vázlata



A tisztavíz elvétel a függőleges átfolyásúakhoz hasonlóan bukóvályúval történik, de a nagyobb méreteknél gyakori az ábrán is mutatott kétoldali beömlésű kivétel is.

A medence fenéke 4-10 % közötti lejtéssel épül. A kiüledett iszapot körbejáró kotrólappal tolják be a központi zsompba.

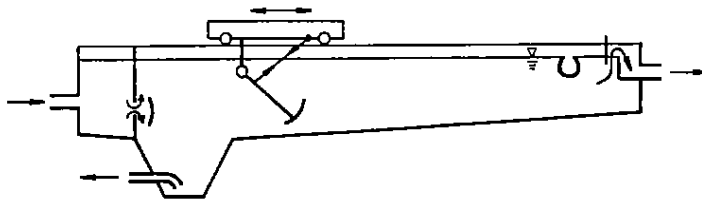
Ez a víz felett a kerületben (ritkábban a középponton) meghajtott körbejáró hídhoz rögzített kivételű. A hídszerkezeten szokott helyet foglalni a merülőfalakon belüli felszínrészről az uszóiszapot (uszadék) begyűjtő vályú is. (Ebből az iszapot általában szivattyú üríti vissza a központi hengerbe). A kotrómű kerületi sebessége 2-6 cm/s közötti érték.

A kerületen a vízmélységet legalább 2,5 m-re szokták választani.

A vízmélység mentén itt is azokat a funkcionális zónákat szokták elkülöníteni, mind a 3.11 ábrán bemutatott függőleges átfolyású ülepítőnél. Meghatározott feladatok esetén ezek mélység- ill. térfogat adataira is tapasztalati irányértékek ill. számítási összefüggések ismereteseek.

A hosszirányú átfolyású; szögletes ülepítőket 3- és 6 közötti hossz / szélesség aránnyal építik. A legnagyobb egységek hossza 60-80 m. Ezeknél gyakran előfordul, hogy hosszirányú válaszfalakat helyeznek el az áramlás instabilitását elkerülendő. Vázlata a 3.13 ábrán látható. A vízbevezető-elosztótér itt az egész medence szélesség mentén helyezkedik el. A medencefenék hosszirányú lejtése 1-3 % közötti. A hosszirányú medence peremeken gördülő kotróhíd itt oda-visszajáró mozgást végez. A kotrómechanizmus feladata itt az is, hogy az iszaptolólapot a zsomptól távolodó irányú menetben fölemelje.

3.13. ábra: Vízszintes átfolyású, szögletes ülepítő medence vázlata



Mivel - a kör alakú medencével ellentétben - itt a zsompba lökészerűen; nagy adagokban érkezik az iszap, azt célszerű nagy térfogatúra kiképezni. Ismert olyan megoldás is, melynél az iszapelvező szivattyú csak a tolólap érkezése utáni rövid időközben működik. Egyenes fenékiszapelvelet biztosítanak a hidra szerelt iszapfelszívó szerkezetek. Ezek vagy merülőszivattyúkkal vagy gravitációsan működnek. Az utóbbi megoldásnál a szifonszerűen kialakított (induláskor kis vákuumszivattyúval légtelenített) iszapszállítócső kiadó vége a medencével párhuzamosan futó iszapcsatorna szintje alá merül. Az iszapelvételi sebességet a csatornaszint beállításával lehet szabályozni.

A legkisebb vízmélységet különféle előírások általában 3 m-ben adják meg. Az uszadékgyűjtő vályú itt a tisztavíz elvétel előtt rögzített kivétel; a kotróhid felszíni tolólapja tölti meg ciklusonként, gravitációsan ürít a medencén kívülre.

A vízszintes átfolyású ülepítőekben ilyen irányú megengedhető sebességet 1 cm/s-körüli értékre szokás korlátozni. Fontos tudni, hogy a fenék közelében ennek többszöröse (5-6 cm/s) is kialakul, aminek legfontosabb okai a bevezetés áramlási egyenetlenségei. Itt nemcsak a már említett, és iránytöréssel korlátozható nagyobb helyi sebességek játszanak szerepet, hanem a bevezetett szennyvíz helyzeti energiája is. A bevezetett áram sűrűsége lebegőanyagtartalma miatt nagyobb a fogadó vízkörnyezeténél.

Ez az áram mintegy szabadeséssel zuhan, majd ütközik a medence fenekén miközben helyzeti energiája egyrészt sebességivé alakul, másrészt a belépéstől elfelé is fölfelé mutató vízforgást indukál. Ennek a következménye a fenéken tapasztalható előresietés és a felszíni visszaáramlás. Ez a sebességprofil csillapodva, de a tisztavíz elvétel közeléig kimutatható.

A klasszikus ülepítő berendezések tipikus teljesítmény jellemzőire, ill. ezzel összefüggő terhelési adataira viszonylag kialakult tájékoztató irányértékek ismeretesek a kommunális szennyvíztisztítás két fő területéről.

Előülepítésnél hidraulikai terhelésként $v = 1-4$ m/h szokásos ami a szerves lebegőanyag tartalom csökkentése révén rendre a szennyvíz mintegy 35-20 %-os BOI_5 csökkenését eredményezi.

A számított tartózkodási idő 0,5-2 h közötti.

Utóülepítéskor, eleveniszapos tisztítás esetén 1,5-2,5 h tartózkodási idő szokásos, a felületi terhelés értéke 1 m/h körül van. Az elfolyó víz szervesanyagtartalmát erősen befolyásolja az elúszó iszapkoncentráció. Megfelelő 10-30 g/m³ közötti értékei az alkalmazott J felületi lebegőanyagterheléssel arányosak, és annak 2-4 kg/m²h értékei mellett biztosíthatók.

Az eljárás teljesítmény és terhelési jellemzőinek tájékoztató jellegű összefoglalásán túl, ezzel a tárgykörrel részletesebben a biológiai tisztításnál foglalkozunk (3.2.fejezet). Ugyszintén a 2.5 ill. jelen fejezetben kifejtett elvek és módszerek vonatkoznak a sűrítésre. Ennek célja már nem tisztavíz nyerése pelyhes szuszpenzióból, hanem pelyhes iszap további betöményítése, így arra az iszapkezelés eljárásainál térünk vissza.

3.1.4.1.1. Kommunális szennyvizek előülepítése általános alkalmazások

Az ülepítés egyik legnagyobb volumenű alkalmazási területe. Jellemző rá, hogy célja igen sokrétű, összetett, másrészt - noha viszonylag jól kialakult átlagértékkel jellemzhető - a kommunális szennyvíz lebegőanyagtartalma is heterogén szerkezetű ill. tulajdonságú. Emiatt alkalmasak az előülepítéssel szerzett bizonyos tapasztalatok egyéb, ipari szennyvíztisztítási feladatok esetén történő alkalmazásra.

Az előülepítés célja:

- kiülepíteni a kommunális szennyvíz lebegőanyagainak különböző frakcióit
- biztosítani a szabad (nem emulgált) zsír- ill. olajtartalom gravitációs elválasztását (ilyen esetekben mindig szükséges a mechanikus uszadékeltávolítás)
- az előző két feladatból következően az elérhető legnagyobb mértékben tehermentesíteni az utána következő biológiai fokozatot (vagy ipari alkalmazásnál más eljárási lépést)
- önmagában alkalmazva az egyetlen szervesanyag eltávolítási lépés kommunális szennyvíztisztításra; ilyenkor nagyobb tisztítási hatások érdekében kisebb terheléssel üzemel
- biológiai tisztító fölősiszapjának előülepítőbe vezetésével javul a biológiai iszap egyébként előnytelen struktúrája, ill. vízteleníthetősége
- főleg egyesített csatornahálózatok esetén záportározó funkciót is elláthat, mérsékelt 10-30 perces késleltetést eredményezve.

A kommunális szennyvíz lebegőanyagtartalma a határozott alakú darabos anyagtól a pelyhes csapadékon át a kolloid részecskékig rendkívül változatos.

A finomabb frakció jelentős része hajlamos a spontán flokulálódásra, amelynek azonban jelentős az időigénye. A flokulációt elősegítő hatások közül fontos a bevezetés helyén érvényesülő turbulencia, majd a lamináris ülepedő mozgás során bekövetkező ütközések. Méretezési szempontként is fontos emiatt, hogy a tartózkodási idő minimális értékének betartása nagyobb hatású lehet az elválasztási teljesítményre mint a hidraulikai; vagy lebegőanyagterhelés.

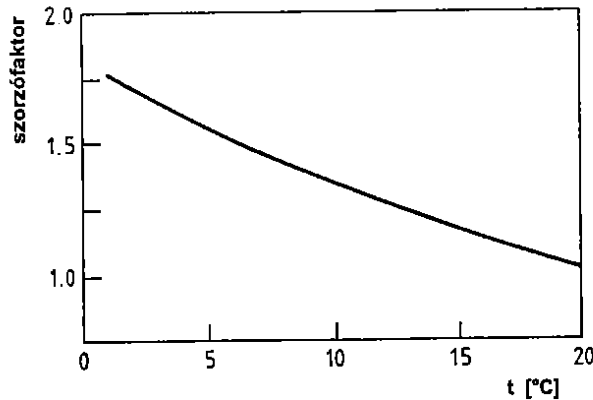
A legkisebb tartózkodási idő, amit biológiai tisztítás előtt, és kis tisztítási hatás igénye mellett biztosítani kell, 0,5-1 h között van.

Ez az érték 1,5-2,5 óra közötti, ha:

- a biológiai fokozatból visszavezetett fölősiszappal "nehezítjük" az ülepítést
- az előülepítő egyedüli tisztítási technológiaként üzemel.

A szükséges tartózkodási idő hőmérsékletfüggését mutatja a 3.14 ábra. A 20 °C-hoz képest alkalmazandó korrekciós szorzó értéke az $1,82 \cdot e^{-0,03t}$ kifejezéssel közelíthető.

3.14. ábra: A szükséges ülepitési idő szorzófaktora a vízhőfok függvényében



A hidraulikai terhelés szokásos értékei $v = 1,3-2$ m/h közöttiek. Amennyiben fölösiszap visszavezetése történik, célszerű 20-30 %-kal kisebb értékre méretezni.

A flokuláció elsögéítése érdekében viszonylag gyakori olyan berendezések alkalmazása, melyeknek az áramláselosztó tere nagyobb tartózkodási időt biztosít. Általában köralakú medencéknél a központi henger megnövelése lefelé szélesedő kúpként. Vízszintes átfolyású medencéknél szükséges lehet a fenékmenti u_v vízszintes sebesség ellenőrzése olyan szempontból, hogy biztosítja-e az adott d méretű és ρ_p sűrűségű részecske elsodrásmentes kiülepedését:

$$u_v = \sqrt{\frac{8k(\rho_p - 1000)gd}{f}} \quad (3.11.)$$

ahol: k - 0,04 szemcsés; és 0,06 inkább pelyhes tapadósabb részecskék esetén.

f - surlódási tényező, mely a fenéksímaságtól és az áramlás Re számától függ.

Értéke a gyakorlatban legtöbbször 20-30 között van.

Az előülepités teljesítőképességét jellemzi a lebegőanyag eltávolítási hatásfok, amely kommunális szennyvizekre 50-70 %. Ez az összes BOI tartalom 20-40 %-át képviseli. Az összes baktériumszám csökkenése 25-75 %-os lehet.

Amennyiben az előülepités az egyetlen tisztítási fokozat, ritkán vegyszerrel segített flokulálást alkalmaznak. (Ennek célja lehet kémiai foszfor eltávolítás is biológiai tisztítás előtt.)

Ebben az esetben a lebegőanyag eltávolítás hatásfoka 80-90%; a BOI-ra vonatkozóan ez 50-80 % közötti, és a baktériumszám 80-90 %-kal csökkenhet.

Vas; ill. aluminiúmsók alkalmazásával a terhelés mintegy 20; mészadagolás után 50 %-ig terjedő értékkel növelhető a flokuláló hatás következtében.

Az eltávolított iszapmennyiség függ:

- a szennyvíz eredetétől, koncentrációjától (ipari hányad)

- a csatornahálózatban eltöltött időtől (hidrolízis, flokuláció előre haladásának mértéke)
- a terhelés tartózkodási idő nagyságától
- a kotró sebességétől (sűrítőhatár)

A nyersiszap sűrűségére általában jól jellemző az 1030 kg/m^3 -es érték. A szárazanyagtartalom tipikusan 4-12 % átlagosan 6 %. Amennyiben fölös eleveniszap visszakeverése történik 2-6 %, átlagosan 3 %. Csepegtetőtest fölősiszapjának visszavezetésével 4-10 %, átlagosan 5 % lehet.

3.1.4.1.2. Különleges ülepítőkonstrukciók ill. eljárások

A pulzáltatott iszapfüggönyös rendszer különlegessége, hogy a síkfenekű medence alján egyenletes elosztásban vezetik be a vizet, mely azonnal az iszapfüggönnyel találkozik. A fő áramlási irány az egész keresztmetszetben függőleges, elvétel a medencefelszint behálózó bukóvályúrendszeren át történik. A víz betáplálásának 30-40 s-os szünetét követő 5-10 s alatti lökészerű üteme javítja az elválasztást, ugyanakkor az iszapágy átmozgatásával feleslegessé teszi a mechanikus kotrást. Az iszapelvétel egyszerű szintalatti túlbukással történik egy kerületi iszapgyűjtő csatornába.

A vegyszeres ivóvízelőkészítésre szolgáló eljárás továbbfejlesztett változata lemezes ülepítőbetéteket alkalmaz.

A ferde átfolyású ülepítők működési elve a 2.5.2.1. pontban bemutatott lehetőség, amely elvileg lehetővé teszi, hogy egy műtárgy vízfelszíne helyett tetszőlegesen nagyszámú lemezbetét sor összfelületének vízszintes vetületére értelmezhesük a felületi, vagy hidraulikai terhelést.

Alkalmazásukat korlátozza a már említett rendkívül bonyolult csatornán belüli háromfázisú áramlás érzékenysége az elválasztást megghiúsító instabilitásra.

Főleg kis lebegőanyag koncentrációjú pelyhes szuszpenziókra ($0,1 \text{ kg/m}^3$ alatt) alkalmazzák.

Legelterjedtebb kivitele az ellenáramú berendezés. Jellemzője, hogy a stabil áramlás érdekében itt lemezek helyett csöveket, csatornakötegeket alkalmaznak. A csatornaméretek 50-150 mm közöttiek. A szuszpenzió áramlása emelkedő, és a betáplálótérbe hull vissza az elválasztott iszap is. A tisztavíz elvétel a csatornaköteg fölött történik (mint az eljárás 2.22. ábra szerint elvi vázlatán).

Az iszap lecsúszása csak a vízszinteshez mért 60° -os csatornaszögállásnál biztosítható.

Az áramlásvezetés módja miatt alkalmas arra, hogy klasszikus ülepítőmedencék vízszintje alá beépítve azok teljesítőképességét növelje. Főleg ivóvízderítők, ritkábban szennyvíz utóülepítők esetében 1,5-2-szeres terhelhetőség növekedési eredmények ismeretesek. Viszonylag gyakran alkalmazzák olajos vizek tisztítására. (A lemez alsó felületén egyesülő olajcseppek felfelé távoznak l. 3.11.pont.)

Az egyenáramú lemezes ülepítőkben az áramlás és iszaptovábbítás a $40-45^\circ$ -os lemez lejtés mentén lefelé irányul:

Mivel az iszap a tisztavízterbe távozna, külön torlasztással és zárt gyűjtőcsatornarendszerrel kell gondoskodni a tisztított víz elvezetéséről.

A keresztáramú lemezmoduloknál a belépés oldalról történik a lemezkörökbe, a tiszta víz fölfelé, az iszap lefelé távozik. A lemezek hajlásszöge itt is 60° körüli.

3.1.4.2. A flotálás

A flotálás művelete a gázbuborék-szilárd részecske aggregátumok gravitációs erőterben történő felusztatása útján történő elválasztás.

A szennyvíztechnológiában alkalmazott eljárást igen fontos elkülöníteni - a kifejlesztésére alapul szolgált - klasszikus ásványflotálástól. A kétségtelenül azonos alapelv ellenére az utóbbinál lényeges a gázbuborék - szilárd szemcse tapadásának, elválasztásának elősegítésére a hidrofóbizáló, habképző és más segédanyagokkal történő beavatkozás.

Ez egyrészt a lebegőanyag (felületi) tulajdonságaitól függő szelektív elválasztást (pl. érc-meddő viszonylatában) tesz lehetővé, ami a szennyvíztechnológiában általában nem szükséges.

A pelyhes csapadék-buborék kapcsolódás eltérő mechanizmusai miatt a segédanyag adagolás legtöbbször nélkülözhető a szennyvíztisztításnál.

Különlegesen szigorú követelmény érvényes azonban itt a flotáló buborékok minél kisebb méretére, mivel:

- A buborékok növekvő fajlagos felülete és száma növeli a pelyhekkel való találkozás valószínűségét, ill. a létrejövő adhézió erősségét
- Nagyobb buborékok felszállósebessége ill. az általuk keltett turbulencia csökkenti ill. lehetetlenné teszi a gravitációs elválasztást
- A pelyhes csapadék csekély mechanikai ellenállóképességgel sem engedi meg a jelentősebb energiájú ütközéseket ill. turbulenciát.

A lamináris áramlás felső Reynolds szám határa buborékokra

$$Re_p = \frac{ud}{\nu} = 1.13$$

ahol: d - buborékátmérő

v - a közeg kinematikai viszkozitása

Az u buborék fölszállósebesség a Re szám tartománynak és a 2.5.2.1 pont szerintieknek megfelelően az ismert Stokes formula (2.103.) szerinti. A $Re = 1,13$ határhoz $d = 0,13$ mm buborékméret tartozik. A gyakorlati tapasztalatok szerint a még viszonylag könnyen előállítható 40-70 mikronos buborékmérettartomány a kívánatos.

A pelyhes csapadékok és mikrobuborékok összekapcsolódását többféle mechanizmus szolgálja:

- Adhézió, mely az általában jól nedvesíthető, nem kapilláráktív csapadékpelyhek esetében is létrejön főleg a nagyfelületű érintkezés következtében. Hatékonyságát csökkentik a többértékű amionok.

- Elektrosztatikus vonzás az általában negatív töltésű buborékok mellett pozitív felületi töltésű pelyheket föltételez. Befolyásolása általában a folyadékközeg pH-jával lehetséges.
- A főlzálló buborékok mechanikus befogása a pelyhek felületén, üregeiben ill. felületi egyentlenségeik mentén.
- Pehelyképződés ill. növekedés során buborékok bezárása.

Feltétlenül előnyös az előbbieik alapján, ha a flokuláció és a mikrobuborék kiválás egy térben és egyidejűen történik.

Megfelelő méretű buborékok előállítására még igen finom pórusú statikus légbefúvó elem, vagy a buborékok utólagos mechanikus diszpergálásával sem kielégítő.

A legelterjedtebb megoldás az ún. oldott levegős flotálás, melynek gyakorlatban használt leggyakoribb kivitelét a 3.15 kapcsolási ábra mutatja. Az 1 flotáló berendezésről távozó tisztított víz egy RQ részáramát a 2 nagy nyomású szivattyúval a 3 telítőtartályon áramoltatjuk keresztül. Az R recirkulációs arány jelentése: recirkulált / nyers betáplált térfogatáram. A 3 tartályban P = 4-6 bar nyomáson tartott vízbe sűrített levegőt diszpergálnak, melynek egy része beoldódik, feleslege pedig egy lefúvató szelepen távozik. Az általában karcsú kivitelű, ellenáramú telítő tartályban 15-30 perces folyadék tartózkodási idő alatt (O₂-re és N₂-re egyaránt) megközelíthető az egyensúlyi oldott gáztartalom. Számítása a Henry törvénnyel lehetséges (2.86. ill. 2.87.) azzal az értelemszerű kiegészítéssel, hogy itt a p parciális nyomás helyett a P össznyomás helyettesítendő. Amennyiben a szennyvíz összetétele, főleg jelentősebb sótartalma nem rontja az egyensúlyi viszonyokat, atmoszferikus nyomáson C_s = 23 g/m³ értékkel számolhatunk a nyomás alatti érték pedig a Henry törvény értelmében P·C_s (P itt barban helyettesítendő).

Az itt következő rész (egy számítógéppel készített) sajnos csak scannelt formában van meg. Lásd a mellékelt 3_136.tif - től 3_150.tif képfájlokat.

Azonos okból az anaerob szervesanyag eltávolítás részt egyelőre csak a scannelt változatból nyersen visszazedve adjuk közre, sajnos ábrák nélkül.

3.3. Anaerob szervesanyag eltávolítás

3.3.1. Az anaerob szennyvíztisztítás alkalmazásának kritériumai

Adott környezetvédelmi probléma esetén a szennyvíz mennyisége, szervesanyag-koncentrációja, időszaki megoszlása alapján dönthető el, milyen kezelési technológia, vagy technológiák alkalmazása adja a legjobb megoldást.

Míg a kevésbé szennyezett kommunális szennyvizek kezelésénél a belátható jövőben is a klasszikus eleveniszapos eljárás túlsúlya várható, a koncentrált ipari szennyvizek esetében a fejlett országokban az anaerob eljárás máris bizonyította előnyét. Több, technológiai-gazdasági elemzés alapján a 3-4000 g/m³ körüli KOI jelölhető meg, mint a két eljárás gazdaságos és problémamentes megvalósításának alsó-, illetve és felső szennyezőanyag-koncentráció határa.

A rendkívül dinamikus fejlődést minden bizonnyal ez esetben is az energiaválság indította el. Az oxigénbevitel energiatípusától; valamint egységnyi szervesanyag tömeg lebontásához szükséges oxigénmennyiség ismert értékeiből egyszerűen kiszámítható, hogy 1kg KOI aerob lebontásához csak magában az oxigénbevitelre közel 1 kWh villamos energia ráfordítás szükséges. Az anaerob biodegradáció során ezzel szemben a képződő metántartalmú biogáz fűtőértéke mintegy 3 kWh-nyi energianyereséget képvisel. Ennek a folyamat saját hőigényét fedező részén felüli mennyisége szabadon hasznosítható).

A két folyamat alapvető bioenergetikai különbözőségéből eredően - mint azt a 2. táblázatban összefoglaltuk - a szervesanyag lebontásból származó energiának anaerob bidegradáció esetén mintegy 90 %-a a biogázban raktározódik, sejtszintézisre pedig csak mintegy 5-7 % fordítódik. Az aerob folyamatnál ezzel szemben az energiatermelés mintegy 40 %-a "hővesztés"; ill. 60 %-a a sejtszintézist szolgálja.

Másik jelentős különbség, hogy míg az aerob folyamatoknál 1kg KOI (szervesanyag) lebontása során a sejtszintézisből jellegzetesen 0,5 kg biomassza szárazanyag képződik, addig az anaerob eljárásnál ennek mennyisége 0,03-0,1 kg. A szennyvíztisztítás nemkívánatos melléktermékeként jelentkező sejtiszap vagy fölősiszap, tehát nagyságrenddel magasabb az aerob eljárásnál; ezzel arányosan több iszapkezelési ill. elhelyezési költséget okozva.

Az aerob tisztítóberendezések másodlagos ülepítőjének korlátait figyelembe véve könnyen kiszámítható az aerob tisztítás alkalmazhatóságának elvi KOI-maximuma is. Ha abból indulunk ki, hogy a jól működő utóülepítő alján - így az iszaprecirkulációs körben - a szerves lebegőanyag koncentrációja nem haladja meg az 5 kg IS / m³ értéket., 0,5 kgIS / kg KOI hozammal számolva a maximális KOI:

$$C_{\text{KOI,max}} = \frac{X \cdot 5 \text{ kg IS / m}^3}{Y \cdot 0,5 \text{ kg IS / kg KOI}} \quad ()$$

A fenti értéket meghaladva a fázisválasztás az ülepítőben csaknem lehetetlenné válik: az elfoyó szennyvíz lényegében megszűnik és a fölősiszap "víztartalmaként" jelenik meg. A két rendszer közötti legfontosabb eltéréseket az @.@@.1. táblázat foglalja össze

@.@@.1. táblázat

Az anaerob és az aerob szennyvízkezelési technológia összehasonlítása

Szempont	Anaerob	Aerob
Energiaigény	alacsony	magas
Tisztítási hatásfok	közepes (60-90%)	magas (>>90%)
Főlösiszap-képződés	kicsi ($Y=0.04$ kg/kgKOI)	nagy ($Y=0.4$ kg/kgKOI)
Felfutási idő	2-4 hónap	2-4 hét
Toxikus anyagokkal szembeni érzékenység	nagy	kicsi
Tápanyagigény	alacsony	magas
Semlegesítőszer-igény	magas	alacsony
Biogáztermelés	van	nincs

A fentiek alapján megfogalmazható, hogy míg az aerob tisztítás során a szennyező anyagok energia befektetése árán "megsemmisülnek", illetve másodlagos szennyezést okoznak, az anaerob kezelés korszerűbb elvet valósít meg: a szennyező anyagok átalakulnak, miközben energihordozó végtermék, metán keletkezik.

Helytelen azonban az energiamérlegből azt a következtetést levonni, hogy a folyamat a gyakorlatban jelentős fosszilis energiahordozó kiváltáshoz vezet. Ez a megfontolás vezetett Magyarországon főleg az állattartási trágyák, mezőgazdasági hulladékok biometánosításával kapcsolatos túlzott elvárásokhoz ill. gyors siker elmaradása után az eljárással kapcsolatos általánosabb szkepszishez is. A folyamat súlyponti részét alkotó prokarióta ősbaktériumok által végzett metanogenezis - ugyanis éppen bioenergetikai adottságainál fogva - alapvetően lassú folyamat. Technikailag reális biokonverziós sebességek érdekében feltétlenül szükséges kihasználni annak mezofil (35°C körüli) esetleg termofil (55°C körüli) hőmérséklet optimumát. Éghajlatunkon ez rendkívül megnöveli a fajlagos beruházásigényt, fűtött; gondosan hőszigetelt és (már csak a robbanáveszély miatt is) hermetikusan zárt és bizonyos esetekben keverőszerkezettel ellátott bioreaktorok kialakítását igényli.

Gazdaságossági szempontokat is figyelembe véve az anaerob biogázosítás alkalmazása minden olyan esetben javasolható, amikor a beruházásigényes technológia költsége arányban van a kezeléssel elérhető eredménnyel, illetve más hasonló célú eljárások költségeivel. Szennyvíztisztítás esetében a víz szervesanyag koncentrációja, hőmérséklete és mennyisége együttesen határozza meg az alkalmazhatóságot. Ennek eldöntéséhez az alábbi szempontokat kell figyelembe venni:

- Ha a KOI > 5000 g/m³ és a mennyiség több mint 200 m³/d az eljárás alkalmazásra a víz hőmérsékletétől függetlenül javasolt.
- Ha a KOI = 2000-5000 g/m³ és a víz hőmérséklete > 15 °C-nál az eljárás 300-500 m³/d-nél nagyobb vízmennyiség esetén javasolt.
- Ha a KOI < 2000 g/m³ az eljárás nagyobb mint 25 °C-os szennyvíz hőmérséklet esetén alkalmazható. Ilyenkor a javasolt minimális szennyvíz mennyiség 1000 m³/d.

Alapkérdésnek kell tehát tekinteni a beruházási költségek csökkentését, mely egyértelműen növeli az eljárás versenyképességét más megoldásokkal szemben. Az utolsó két évtized felgyorsult fejlesztő tevékenysége eredményeként az eljárás a fejlett országokban az ipari alkalmazások terén uralkodó alternatívaként tekinthető nagy szervesanyag tartalmú, biológiailag bontható anyagok kezelésére. Legelterjedtebb alkalmazása a nagy szénhidráttartalmú szennyvizek kezelése területén mutatkozik, így például a cukor- és keményítőgyártás, a burgonyafeldolgozás, a szeszipar és a konzervipar környezetvédelmi problémáinak megoldásában, ám számos példa található húsipar, a vegyipar, a települések és az állattartó telepek szennyvizeinek tisztítására is.

Célszerű itt kitérni arra, hogy az anaerob biológiai tisztítás egy alapvetően különböző másik eljáráshoz képest is jelentős teret nyert az utóbbi években. Ez a kolloid, ill. finom lebegőanyag állapotában levő főleg szerves szennyezések koagulációját (kolloid destabilizálás) és flokulációját (pelyhesítés) követő szilárd-folyadék elválasztási műveletek során valósul meg, és általában fizikai-kémiai tisztítás néven ismeretes. Elsősorban nagyszennyezetséggű; főleg élelmezézipari szennyvizek tisztításában terjedt el; elsősorban hús-, tej-, baromfi- és növényolajipari, valamint gyapjúmosóipari alkalmazásokra. E szennyvizek közös jellemzőjének tekinthető a zsir ill. fehérje tartalom.

A folyamat klasszikus megvalósítási formái (kommunális szennyviziszap ill. trágyák anaerob rothasztása átkevert reaktorokban) 30 nap körüli tartózkodási időt igényelnek, ami igen nagy készülék mérethez- ill. költséghez vezet. Az alkalmazott mikrobiális fiziológia területén alapvető eredmények születtek az acetogenezis-metánosítás egymást követő folyamatainak összhangjáról, a regulációs mechanizmusok részleteiről, és a technológiailag is használható beavatkozási lehetőségekről (hidrogén parciális nyomás-propionátképzés egyensúly eltolódása, stb.) Az áttörést a szennyviztisztítási gyakorlatban az 1970-es évek végétől kezdve az intenzív immobilizált sejtes bioreaktorok megjelenése hozta meg. A megoldás alapvető különbsége a korábbi (ideálisan) kevert reaktorokhoz képest az, hogy különválik a szennyvíz (hidraulikus) tartózkodási ideje az aktív iszapétól; annál egyes esetekben egy-két nagyságrenddel is nagyobb lehet. Ilyen módon változatlan aktivitású tenyészet esetén, ha tartózkodási idejével arányosan megnövelt koncentrációban van jelen a reaktorban, elvileg szintén arányosan nő a térfogati termelékenység; azaz a folyamat intenzitásának jellemzésére használt szervesanyag terhelése: $B_v \text{ kgKOI/m}^3 \text{ reaktor térfogat / d}$.

3.3.2. Az anaerob folyamatok kinetikája

Mint azt a 2.3.3.2. fejezetben már láthattuk, a szerves anyagok anaerob lebontása kinetikai szempontból három fő szakaszra osztható:

1.- A lebegő szerves anyagok hidrolízise, mely elsőrendű kinetika szerint zajlik:

$$r_h = k_h[S_X] \quad ()$$

ahol:

r_h a hidrolízis reakciósebessége

k_h a hidrolízis sebességi állandója

$[S_X]$ a lebegőanyag formájában jelenlevő szerves szubsztrát.

2.- Az oldott szerves anyagok fermentációja, mely illékony zsírsavakat, elsősorban ecetsavat eredményez. A savképző (acetogén) baktériumok növekedése, így a savképzés reakciósebessége a Monod-összefüggéssel (ld. .. egyenlet) közelíthető:

$$\mu_a = \mu_{\max,a} \frac{[S_s]}{[S_s] + K_{S,a}} \quad ()$$

$$r_a = \frac{\mu_{\max,a}}{Y_a} \frac{[S_s]}{[S_s] + K_{S,a}} X_a \quad ()$$

ahol:

az a index az acetogén mikroorganizmusokra,
az s index pedig az oldott szubsztrátra utal.

3.- A metánképzés, a lebontási folyamat utolsó lépése. A szennyvíztisztítási technológia szempontjából jelentős - iszaprothasztó tartályokból, intenzív anaerob szennyvíztisztító reaktorokból gyakran izolálható - metanogén baktériumokat és néhány fontos tulajdonságukat (Gram-reakció, felhasználható szubsztrát, növekedési paraméterek) a @.@@.2. táblázat foglalja össze.

A metán egy része ecetsavból, másik része hidrogénből és szén-dioxidból keletkezik az acetotróf, illetve a hidrogenotróf metanogének anyagcseréje következtében. Utóbbiak generációs ideje sokkal rövidebb, mint az ecetsavat hasznosítóké, azonban kimutatható, hogy a keletkező metán több, mint 60%-a ecetsavból származik, így e csoport sajátosságai határozzák meg az anaerob baktériumközösségek növekedési paramétereit. E metanogének növekedését a Monod-egyenlet nem írja le kielégítően. Az ecetsav, mint a metánképzés legfontosabb közvetlen szubsztrátjának metános fermentációját Andrews szubsztrát inhibíciós kinetikával modellezte (ld. .. táblázat). A modell alapfeltételezése, hogy csak a nem disszociált ecetsav szolgál szubsztrátként mely nagyobb koncentrációban inhibítor hatású:

$$\mu_m = \mu_{\max,m} \frac{1}{1 + K_{S,m}/[S_{HAc}] + [S_{HAc}]/K_{S,m}} \quad ()$$

$$r_m = \frac{\mu_{\max,m}}{Y_m} \frac{1}{1 + K_{S,m}/[S_{HAc}] + [S_{HAc}]/K_{I,m}} X_m \quad ()$$

ahol:

K_I az inhibíciós féltelítési állandó,

az m index a metanogén mikroorganizmusokra,

a HAc index pedig a nem disszociált ecetsavra, mint szubsztrátra utal.

E három szakasz közül a hidrolízis lassú, a savképzés viszonylag gyors, míg a metánképzés ismét lassú folyamat, általában az egész anaerob lebontás sebességmeghatározó lépése. A savképző és a metanogén baktériumok eltérő kinetikai konstansait a @.2 táblázatban hasonlítjuk össze.

@.2. táblázat

A metanogének jelentősebb képviselői

@.3 táblázat

Anaerob baktériumtenyészetek kinetikai konstansai

Megállapítható, hogy a vegyes baktériumtenyészetben a szubsztrátlebontási sebesség jóval kisebb, mint külön-külön a tiszta tenyészetekben. E jelenség oka egyrészt a két baktériumcsoport eltérő környezeti (pH, hőmérséklet) optimuma, másrészt az, hogy a savképződésnek és felhasználásnak egyensúlyban kell lennie, különben súlyos következményekkel járó pH-csökkenés következik be. Ez a metanogének pH-optimuma környékén biztosítható, ahol a savképzők már nem működhetnek teljes intenzitással.

3.3.3. A technológia alkalmazását befolyásoló tényezők

Mint láttuk, az anaerob szervesanyag-lebontás sebességét az utolsó lépés, a metántermelés szabja meg. A környezeti tényezők metanogén beaktívumokra gyakorolt hatása így közvetve az egész folyamatot befolyásolja, ezért a tárgyhoz kapcsolódó kutatások elsősorban e mikróbacsoport tulajdonságaira koncentrálnak. Az anaerob kezelés gyakorlati megvalósítása során az egyes kontrolparaméterek megválasztása is a metanogének ökológiai valenciájához igazodik, ezért a szabályozás, irányítás lehetőségeit, módszereit is ebben a pontban foglaljuk össze.

3.3.3.1. Hőmérséklet

Metánképződést iszaprothasztókban 0 és 75 °C között tapasztaltak. A metántermelés hőmérsékletfüggése a @.1. ábrán látható. Technológiai szempontból két jelentős hőmérséklettartományt különböztetünk meg, a mezofil (30-37 °C) és a termofil (50-65 °C) zónát. A mezofil tartományban a hőfok fokozatos emelésével a 35°C körüli maximum után, 40°C-on túl aktivitás-csökkenést tapasztalunk, melynek oka a pusztulási sebesség növekedése és a hozamkonstans csökkenése. A hőmérsékletet tovább növelve a termofil zónába jutunk. Ez egyben egy más összetételű mikróbaközösség kialakulását is jelenti. A baktériumok lízise itt gyors, ezért csak az exponenciális növekedés feltételei között tudnak fennmaradni. A gáztermelés sebessége a termofil zónában 25-50 %-kal nagyobb, mint a mezofil tartományban. A hozamkonstans ellenben mintegy 50%-kal kisebb, ezért és mivel a termofil törzsek spektruma is lényegesen szűkebb, a felfutási idő hosszabb a termofil reaktorokban és nehezebb az adaptálódás a szubsztrát összetételének változásaihoz és a toxikus hatásokhoz. A patogén mikroorganizmusok és a feregpeték eliminációja viszont jobb a termofil eljárás során.

A metántermelés lehetséges 20 °C alatt is, azonban ezt a - pszichrofilnek nevezett - tartományt eddig jóval felületesebben vizsgálták, elsősorban állati trágyák kezelésével kapcsolatban.

A hőmérséklet jelentősen befolyásolja a savképző fázis termékeloszlását is. A maximális ecetsav és propionsav koncentráció 37-38 °C körül észlelhető, míg a vajsavtermelésnek kb. 35 °C-on minimuma van. Ugyancsak megszabja a hőmérséklet a savanyító reaktor üzemeltetése során alkalmazható hígítási sebességet és szervesanyag-terhelést. Mindkét paraméternek van egy mezofil és egy termofil tartományba eső maximuma: 37-38 °C és 52-53 °C.

A propionát-degradáció optimális hőmérséklet-tartománya: 37-42°C.

Az anaerob lebontás sebessége a hirtelen hőmérsékletváltozásra is érzékeny. A hőmérsékletszabályozást úgy kell megoldani, hogy a hőfok ingadozása ne legyen több, mint 1-2 °C/d

@.1. ábra: A gáztermelés hőmérsékletfüggése metános fermentáció során

3.3.3.2. pH

A metántermelés optimális pH-tartománya igen szűk: 6,8 és 7,4 közé esik, pH 6 alatt és pH 8 fölött a metántermelés csökken, majd teljesen leáll. Metanogén baktériumok tiszta tenyészetével végzett kísérletek is megerősítették ezt a felismerést. Az anaerob szennyvízkezelés szempontjából jelentős mikroorganizmusok közül a *Methanosarcina barker*nek pH 6,4 és 7,2, a *Methanothrix soehngeni*nek pH 7,4 és 7,8 között, a *Methanobacterium strain AZ*-nek pH 7,0 értéknél van a pH-optimuma.

A savképző mikroorganizmusok pH-optimuma ettől eltérő: a maximális növekedési sebesség pH 5,8-6,2 tartományban észlelhető. A pH is jelentősen befolyásolja a savképző fázis termékeloszlását. 4,5-6,5 pH tartományban a főtermék a vajsav, a termékeloszlás jórészt változatlan. Magasabb pH-n a vajsav mennyisége erősen csökken, nő viszont a hangyasav, ecetsav és etanol mennyisége. A tejsav 6,0 és 7,0 pH között képződik a legnagyobb koncentrációban.

A propionsav lebontás sebességének éles maximuma tapasztalható pH 7,2 környékén.

@.2. ábra: A metános fermentáció pH-tartománya

A pontos pH-szabályozás az anaerob szennyvízkezelési technológia egyik sarkalatos problémája. A reaktorokban a pH-t az illósavak koncentrációja, a lúgosság és a reaktor légtérében uralkodó CO₂-parciális nyomás határozza meg (@.2. ábra). A nyersanyag

bázikus (lúgosságot okozó) anyagai (Ca²⁺, Na⁺, Mg²⁺, NH₄⁺ vegyületek) ebben szintén szerepet játszanak. Hiányuk vagy alacsony koncentrációjuk esetén a nyersanyaghoz lúgosságot növelő anyagokat kell adagolni.

Semlegesítőszerként - kedvező ára miatt - elsősorban a kalcium-hidroxid, vagy a méshidrát jöhet számításba, azonban a szén-dioxid képződés következtében kialakuló oldhatatlan CaCO₃ csapadék jelentős üzemviteli problémákat okozhat. A kiülepedő csapadék óriási ballasztanyagot jelenthet, mivel az súlyosabb esetben az iszap 70-80%-át is kiteszi, jelentős mértékben rontva a reaktorok tisztítóképességét. Gyengébben kevert rendszerekben, pl. töltött oszlop reaktorban, sem alkalmazható a méshidrát, mint semlegesítőszert, mivel azokban a karbonát csapadék mint egybefüggő "mészkoréteg" rakódik le, jelentősen csökkentve ezzel a reaktor hasznos térfogatát és rontva az áramlási viszonyokat

Fenti problémák felvetik a karbonát csapadékot nem képező semlegesítőszerek alkalmazásának igényét. Gyakorlati szempontok szerint nátrium-hidroxid, nátrium-hidrogén-karbonát és nátrium-karbonát jöhet számításba. A felsorolt vegyszerek közül a NaOH hatása a legjobb, míg leggazdaságosabb a Na₂CO₃ alkalmazása. A nátriumvegyületek magasabb ára miatt szükséges a semlegesítőszert mennyiségének csökkentése. Ez a tisztított, illósavakat minimális, a semlegesítőszert azonban változatlan mennyiségben tartalmazó szennyvíz egy részének recirkulálásával, valamint oldott CO₂ (HCO₃⁻) tartalmának csökkentésével (CO₂-kihajtás) valósítható meg.

A lebontási folyamat során keletkező CO₂ egy része HCO₃⁻ formájában oldott állapotba kerül, ami csökkenti a pH-t. Másfelől a CO₂/HCO₃⁻ rendszer pufferkapacitásának maximuma 6,0 és 6,5 pH közé esik, ami azt eredményezi, hogy a éppen a metanogenezis szempontjából leginkább kritikus tartományban a legkevésbé érzékeny a betáplált szennyvíz pH-ingadozására.

3.3.3.3. Anaerob környezet

A metanogén szervezetek növekedésének egyik feltétele, hogy a környezet redoxipotenciálja -330 mV-nál alacsonyabb legyen. A Nernst-egyenlet (2.53.) segítségével kiszámítható, hogy kizárólag az oxigén eltávolításával nem érhető el ilyen alacsony redox potenciál, valamilyen redukzív komponenst kell a tápközeghez adni. Ilyen, laboratóriumi kísérletek során alkalmazható redoxi- potenciál csökkentő adalék lehet a cisztein, a nátrium-szulfid, vagy a titán(III)-citrát. Jó eredményt lehet elérni frissen készített amorf vas(II)-szulfiddal is.

Annak ellenére, hogy az oxigén a metántermelést már nyomokban is gátolja, a metanogén baktériumok nem pusztulnak el még hosszabb ideig tartó magasabb oxigénkoncentrációnak kitéve sem. Megfelelő körülmények közé kerülve újra növekednek, pl. aerob szennyvíztisztítók eleveniszapja a levegőztetés leállítását után gyorsan rothadásnak indul. E tapasztalatok arra engednek következtetni, hogy a metanogének szigorú anaerob voltát a többi baktériumtól eltérő koenzimjeik standard elektródpotenciálja határozza meg.

A természetes anaerob mikróbbepopulációkban és a legtöbb szennyvíztisztító reaktorokban a metántermeléshez szükséges alacsony redox potenciál mindenféle adalékanyag nélkül létrejön. A kevert mikróbbekultúrában jelenlevő fakultatív anaerob heterotróf organizmusok ugyanis az oxigénnyomokat is eltávolítják a közegből. Az így létrejövő anoxikus körülmények között ($p_{O_2} \ll 0,005$ bar) lehetőség nyílik előbb a denitrifikáló, majd a szulfátredukáló baktériumok növekedésére (@.3. ábra), minek következtében a redoxipotenciál tovább csökken.

@.3. ábra: Anaerob körülmények között terminális elektronakceptorként szolgáló szervesanyagok redukciójának sorrendje a redoxipotenciál függvényében

Az ábrából az is következik, hogy nem indulhat meg a metántermelés, amíg nitrát, vagy szulfát van jelen a közegben.

A komplex szervesanyagok anaerob lebontásánál a teljes disszimilációs folyamat során rendkívül diverz mikróbbepopuláció működik közre. Ezek a mikroorganizmusok nem egyszerű, szekvenciális táplálkozási láncot alkotnak, hanem más, kemolitotróf szervezetekkel együtt bonyolult kapcsolatrendszer alakítanak ki. Utóbbi baktériumok közül a denitrifikálók és szulfátredukálók emelendők ki, mivel szulfát és nitrát kisebb-nagyobb mennyiségben szinte mindig előfordul a különböző eredetű szennyvizekben. A folyamat terminális tagjai, a metanogének nemcsak az előző lépések végtermékeinek fogyasztói, hanem a többi mikroorganizmussal dinamikus anyagcsere-kölcsönhatásban állnak, minek következtében megnövekedik a közösségben részt vevő baktériumok szubsztráthasznosításának és szaporodásának mértéke; a nem metanogének több ATP-t termelnek és a redukált végtermékek termelése megváltozott arányban folyik. E kapcsolatrendszerben emellett, hogy a legtöbb metanogén a többi mikroorganizmus számára stimuláló hatású vegyületeket (B₁₂ vitamin, aminosavak) bocsát a közegbe, főként a redoxipotenciál természetes csökkenése és a fajok közötti hidrogéntranszfer érdemel kiemelt.

A metanogének az organotróf (szerves anyagokban gazdag) ökoszisztémákban folyó degradációs folyamatok során az elektronáram útját megváltoztatják és azt mások részéről a hidrogéntermelés irányába terelik. E fajok közötti hidrogéntranszfer két általános kategóriáját ismerjük. Az elsőben a hidrogenotróf metanogének és a fermentatív

szervezetek kölcsönviszonyát tekintve az utóbbiaknál hidrogénleadás, a másik csoportnál a hasznosítás szempontjából a dinamikus egyensúly eltolódása előnyös, de nem elengedhetetlen, mivel e reakciók szabadentalpia-változása standard körülmények között negatív.

Az acetogén, másnéven "obligát proton redukáló" baktériumok azonban kizárólag alacsony H_2 (10^{-4} - 10^{-6} bar) parciális nyomáson tudnak növekedni, mivel energiaszerző reakcióik csak így válnak termodinamikailag lehetségessé (ld. .. és .. egyenletek, @.4. ábra), így az acetogenezis szempontjából a hidrogenotróf metanogének közreműködése nélkülözhetetlen.

@.4. ábra: A hidrogén parciális nyomás hatása az etanol és propionát anaerob biodegradációjának szabadentalpia-változására. (Az A a propionátból, a B az etanolból kiinduló metántermelés lehetséges tartományát mutatja.)

Az anaerob szennyvízkezelő reaktorok zavartalan és hatékony működése érdekében ezért a technológia megvalósítása során alacsony H_2 parciális nyomás fenntartására kell törekedni. Ez megoldható alkalmas reaktorkonfiguráció kialakításával. Ilyen megoldás a már említett kétlépcsős rothasztás mellett a gázválasztás hatékonyságának növelése, magán a reaktoron belül, vagy több, kisebb reaktor sorbakapcsolása. Másik lehetőség a biológiai hidrogéneltávolítás, kemolitotróf metanogének, vagy szulfátredukáló baktériumok segítségével. A szulfátredukáló baktériumok versengenek a metanogénekkal a hidrogénért, mint elektronforrásért, így gátolják azok növekedését, ezért a szulfátredukáló mikroorganizmusokat külön reaktorban célszerű elszaporítani.

3.3.3.4. Szervesanyagok és egyéb tápelemek

A különböző szervesanyagok anaerob lebontásának a sebessége eltérő. A tisztítási technológiával összefüggésben a nyers szennyvíz fizikai állapotát (oldott- és lebegőanyag tartalom), és kémiai összetételét kell figyelembe venni.

A szénhidrátok közül csak a cellulóz bonthatósága nem kielégítő. A nagy cellulóz tartalmú anyagok biogázosítása, ezért nem javasolt.

A fehérjék lebontása gyors, de a melléktermékként keletkező nagymennyiségű NH_3 -át az utótisztításkor figyelembe kell venni.

Ha a nyersanyagban az összes szervesanyag tartalomra vonatkoztatva a természetes zsírok és olajok mennyisége több 5%-nál és / vagy 250 g/m^3 -nél a biogázosítás nem javasolt, illetve a vízből a zsírokat, olajokat előzetesen el kell távolítani. A nyersanyag magas fehérje és zsírtartalma egyébként erős habzást is okozhat.

Az anaerob rothasztáshoz szükséges KOI:N:P arány elméleti minimuma 350:7:1. A gyakorlatban ez a szervesanyag-terhelés függvénye, átlagosan 500:5:1. Ha a nyersanyag nem tartalmazza a szükséges mennyiségű nitrogént és foszfort, akkor a kiegészítő mennyiséget külön kell adagolni.

Az ammónia a metanogén baktériumok fő nitrogénforrása, azonban a szabad ammónia $0,1-0,2 \text{ gN/dm}^3$ koncentráció felett erősen toxikus. A metántermelés szempontjából kedvező pH 7 értéknél az ammónia nagy része ammónium-ion formában van jelen, így $5-8 \text{ gN/dm}^3$ összes ammóniakoncentráció még elviselhető.

A metanogén baktériumok számára a kénforrást a cisztein, vagy a kén-hidrogén jelentheti. A nagyobb szulfid koncentráció azonban gátolja a növekedést; az optimum 10^{-4} mol/dm^3 . A szulfid ion toxicitása a pH függvénye, mivel valójában a nem disszociált kén-hidrogén fejt ki mérgező hatást. A semlegesnél savanyúbb pH-nál a toxicitás felerősödik, mivel megnő a nem disszociált H_2S viszonylagos koncentrációja.

Néhány nyomelem jelenléte szintén elengedhetetlen növekedésükhöz. Ezek: Co, Fe, Mo, Ni

3.3.3.5. A nitrát és szulfát hatása

A nyers szennyvíz NO_3^- és SO_4^{2-} tartalma kedvezőtlenül befolyásolja az anaerob biodegradáció folyamatát. Mindkét anyagnak inhibitor hatása van a metántermelésre, egyrészt közvetlenül, a 3.3.3.3. pontban ismertetett redoxipotenciál-kritériumok, valamint a metanogén és szulfátredukáló baktériumok közötti kompetíció miatt; másrészt

közvetve, mivel a belőlük anaerob körülmények között keletkező ammónia és kénhidrogén - mint láttuk - magasabb koncentrációban toxikus hatású. Az inhibíciós hatás a nyers szennyvízre jellemző KOI:SO₄²⁻ és KOI:NO₃⁻ koncentrációarány függvénye.

A nitrát a legtöbb esetben már a csatornahálózatban N₂ gázzá redukálódik. Ha azonban a KOI:NO₃⁻ tömegarány 10-nél kisebb, célszerű kis hidraulikai tartózkodási idejű (t_H=2-4 h) denitrifikáló előreaktort közbeiktatni. Az előreaktor és a metános reaktor közé ülepítőt kell iktatni, amelyből az iszapot vissza kell táplálni az előreaktorba.

Ha a KOI:SO₄²⁻ tömegarány 10-nél kisebb, ami ipari szennyvizek esetében előfordulhat, a stabil üzemmenet biztosítása fokozott figyelmet igényel. Ilyenkor a kétlépcsős savanyító reaktoros technológiai kialakítás az ajánlott. A szulfát redukciója ilyenkor az első reaktorban, a savképzéssel párhuzamosan játszódik le, így a második metanogén reaktorban már nem okoz kompetitív gátlást. A képződő kén-hidrogén eltávolításáról természetesen gondoskodni kell, pl. a gázrecirkulációs körbe iktatott kén-hidrogén mentesítővel.

Ha a KOI:SO₄²⁻ arány 10 és 20 közé esik, a kétlépcsős technológiai kialakítás már nem feltétlenül szükséges, de ajánlatos.

Ha a KOI:SO₄²⁻ nagyobb, mint 20, a szulfát jelenléte nem zavarja jelentékenyen a metánképződést.

3.3.3.6.. Toxikus anyagok jelenléte

A biológiai folyamatra toxikus anyagok jelenlétében már a tervezésnél különös gonddal kell eljárni. Általában igaz az, hogy bizonyos mennyiségű mérgező anyagot az anaerob mikroflóra képes elviselni, illetve képes ahhoz adaptálódni.

A mérgező, de biológiailag bontható anyagokhoz a reaktor szokásosnál lényegesen lassabb beüzemelésével, illetve már adaptálódott oltókultúra használatával lehet a rendszert hozzászoktatni.

Biológiailag nem bontható mérgező hatású anyagok jelenlétében csak egy bizonyos, az adott anyagra jellemző határkoncentráció alatt lehet a rendszert működtetni. Néhány a rothasztásra toxikus anyag tájékoztató határkoncentrációja látható a @.4. táblázatban. Az egyes komponensek illetve koncentrációik hatását itt az inhibíció (gátlás) különböző mértéke jellemzi. (50%-os inhibíció a folyamat sebességének felére csökkenését, teljes inhibíció a leállását jelenti.) A potenciális nyersanyagokban a rothasztásra toxikus anyagok közül a leggyakrabban nehézfémek, fenolok (fenol, klórfenolok, nitrofenol), sók (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), cianidok, peszticidok, CHCl_3 , formaldehid, fertőtlenítőszer, NH_3 és szulfid fordulnak elő. A megadott határértékek nem általános érvényűek, az egyéb környezeti paraméterektől függően a megadott értékektől lényegesen is eltérhetnek.

@.4. táblázat

A metánosításra toxikus hatású gyakoribb anyagok és toxicitási jellemzőik

	Inhibítor koncentráció (g/m ³)			Teljes inhibíció
	kezdődő inhibíció	50%-os inhibíció		
Ammónium ion	> 3000	--	--	
Ammónia	> 0,05	--	--	
Acetilén	--	--	--	0,2
Benzol	--	50	--	
CCl ₄	--	10	--	
CHCl ₃	--	0,1	--	
Cianid	10	--	--	
Cink	> 250	--	--	
Difurfuril diszulfid	--	--	--	10,0
Fenol	> 150	--	--	
Formaldehid	400	--	--	
Furfurol	--	500	--	5000
Higany	> 2,2	--	--	
Kalcium	> 8000	--	--	
Króm(III)	> 500	--	--	
Kóm(VI)	> 100	--	--	
Magnézium	> 3000	--	--	
Nátrium	> 10000	--	--	
Nikkel	> 250	--	--	
Réz	> 50	--	--	
Szulfid ion	--	> 250	--	
H ₂ S	> 10	--	--	
Toluol	--	430	--	
Triklóretilén	> 60	--	--	

3.3.4. Az anaerob tisztítás gyakorlati megvalósítása

3.3.4.1. Az eljárás legfontosabb üzemeltetési paraméterei

Az anaerob szennyvíztisztítás teljesítményének jellemzésére az aerob eljárásokhoz hasonlóan az alábbi fajlagos terhelési adatokat használhatjuk:

Fajlagos térfogati szervesanyag- vagy KOI-terhelés (B_V , mértékgysége: kgKOI/m³nap):

$$B_V = \frac{Q C_{KOI}}{V_R} \quad ()$$

Fajlagos iszapterhelés (B_X , mértékegysége: kgKOI/kgISnap):

$$B_X = \frac{Q C_{KOI}}{V_R X_R} \quad ()$$

ahol:

V_R a reaktorok hasznos térfogata,

X_R a reaktorok hasznos térfogatára vonatkoztatott aktív

iszapkoncentráció

Az alkalmazható maximális iszapterhelés a reaktor fajtájától és a szennyvíz típusától függ. A különböző nyersanyagokra vonatkozó tájékoztató B_X értékeket a @.5.táblázat tartalmazza.

@.5. táblázat

Különböző nyersanyagokra vonatkozó jellegzetes fajlagos iszapterhelés adatok

	B_X (kgKOI/kgIS.d)
Cukorgyár	0,6 - 1,5
Sőripar	0,5 - 0,8
Burgonyafeldolgozás	0,1 - 0,4
Szeszipar	0,1 - 0,7
Keményítőipar	0,2 - 1,4
Élesztőgyártás	0,2 - 0,6
Tej és sajt feldolgozás	0,4 - 1,0
Vágóhid	0,1 - 0,4
Papírgyártás	0,1 - 0,5

A fenti terhelési értékek huzamosabb ideig tartó túllépése az anaerob reaktor túlterheléséhez vezet, ami a lebontási hatások rohamos csökkenését eredményezi. Túlterhelés esetén előbb megnő az illósav (ecetsav, propionsav, vajsav stb.) koncentráció, majd a pH elkezd csökkenni és végül leáll a gáztermelés. Az "elsavanyodás" veszélye miatt az anaerob reaktorok túlterhelését szigorúan el kell kerülni. Általánosan alkalmazandó szabály, hogy a maximális reaktor kapacitás ($B_{V,max}$) mintegy 50-65 %-ig lehet csak a reaktorokat terhelni.

A rendszer működését a szennyezőanyagok eltávolításának hatásfoka jellemzi, amit az aerob rendszereknél ismertetett módon számítunk (ld .. egyenlet). A rendszer hatásfoka a szennyvíz fajtájától és minőségétől (KOI/BOI arány) és a reaktor terhelésétől függ, de

egyensúlyban lévő rendszerben a E_{KOI} 60 és 90 % közötti, míg az E_{BOI} 85-90% feletti érték. A KOI-eltávolítás hatásfokát egy laboratóriumi reaktorban a @.5. ábra szemlélteti. @.5. ábra: A szervesanyag-lebontás hatásfoka a terhelés függvényében

A gáztermelés a technológia sajátossága. A biogázképződés mennyiségi jellemzése a gázképződés órai vagy napi mennyiségén ($Q_G : \text{Nm}^3/\text{nap}$) túl a fajlagos térfogati gázképződéssel ($Y_V : \text{Nm}^3/\text{m}^3\text{nap}$) és a lebontott szervesanyagra vonatkoztatott fajlagos gázképződéssel ($Y_C : \text{Nm}^3/\text{kgKOI}$) történik:

$$Y_V = \frac{Q_G}{V_R} \quad ()$$

$$Y_C = \frac{Q_G}{Q(C_0 - C_e)} \quad ()$$

A szervesanyagra vonatkoztatott fajlagos biogázképződés (Y_C) nagymértékben függ a szervesanyag biológiai bonthatóságától, vagyis a BOI_5/KOI aránytól, valamint a szervesanyag kémiai összetételétől. A szennyvizek, illetve szerves hulladékok legfontosabb komponenseinek lebontása során adódó elméleti gázhozamokat a @.6. táblázat tartalmazza.

@.6. táblázat

Különböző szerves anyagok lebontása során számítható elméleti gázhozam és metántartalom

Anyag	Gázhozam (m ³ /kgIS)	Metántartalom (%)
Szénhidrátok (C ₆ H ₁₀ O ₅) _n	0,886	50
Zsírok (C ₅₀ H ₉₀ O ₆)	1,535	70
Fehérjék 6C.2NH ₃ .H ₂ O	0,587	84
Ecetsav (CH ₃ COOH)	0,746	50
Vajsav (C ₃ H ₇ COOH)	1,017	62,5
Butanol (C ₄ H ₉ OH)	1,209	60
Glicerin (C ₃ H ₅ (OH) ₃)	0,730	58
Alanin (CH ₃ CHNH ₂ COOH)	0,503	75

A gázhozamot és összetételt azonban nem csak a szubsztrát széntartalmának átlagos oxidációs foka, hanem a N/C arány is befolyásolja (@.6. ábra).

@.6. ábra: A gázhozam függése a N/C aránytól

1 kg lebontott KOI-ból átlagosan (keverék szervesanyag) 0.35 m³ CH₄ keletkezik. Ha a szennyvíz főleg szénhidrátot tartalmaz (pl. cukorgyári szennyvíz), Y_C értéke

alacsonyabb, csak 0.26-0.27 Nm³/kgKOI.

A biogáz CO₂ tartalma jellegzetesen 15 és 45 % között változik. A metán / szén-dioxid arány közvetlen kapcsolatban van a közeg alkalitásával. Ha az alkalitás magas, több szén-dioxid oldódhat kémiaiilag, ami a CO₂ tartalom csökkenését okozza.

A biogáz a metánon és széndioxidon kívül kis mennyiségben tartalmazhat még:nitrogént (1-2 tf%), hidrogént (0,5-2 tf%), valamint kénhidrogént (0,25-6tf%) A "szennyezők" közül a kénhidrogén akadályozza a gáz felhasználhatóságát. A H₂S tartalom a nyersanyag szulfát és fehérje tartalmától függ, nagy szulfát koncentrációjú szennyvíz tisztítása esetén elérheti az 5-6 tf%-ot is. Ilyenkor a gáz hasznosítása előtt a H₂S-t el kell távolítani. A gáztisztításra a különböző vastartalmú reagensanyagok váltak be klasszikus eljárásoknál.

Az aerob eljárásokhoz hasonlóan az anaerob tisztítás során is számolhatunk, bár nagyságrenddel kisebb mértékű fölösiszap képződéssel. A metános reaktorban keletkező fölösiszap két forrásból származik, a szervesanyag lebontással kapcsolatos bakteriális anaerob iszap képződésből és a nyersanyag bonthatatlan szerves és szervesetlenanyag maradékából.

A lebontott szervesanyagra vonatkoztatott fajlagos anaerob biomassza képződés (Y_X : kgIS/kgKOI), vagy másnéven hozam a következőképpen számítható:

$$Y_X = \frac{Q_W X_W}{Q(C_0 - C_e)} \quad (1)$$

ahol:

Q_W = a naponta elvett fölös metanogén iszap mennyisége(m^3/d)

X_W = a fölösiszap koncentrációja (kgIS/ m^3)

A hozam értéke minimális, jellegzetesen 1-5% közötti értéke várható.

Ez az oka, hogy azoknak a nyersanyagoknak az anaerob kezelésnél, amelyek nem tartalmaznak bonthatatlan inert anyagokat fölösiszap képződéssel gyakorlatilag nem kell számolni, így rendszeres fölösiszap elvétel nem szükséges.

A korszerű intenzív anaerob reaktorokban a kezelt szennyvíz egy részét recirkuláltatják.

A recirkuláció mértékét a recirkulációs aránnyal (R) adhatjuk meg:

$$R = \frac{Q_R}{Q} \quad (1)$$

ahol:

R a recirkulációs arány (-)

Q_R = a recirkuláltatott iszap vagy víz térfogatáram (m^3/d)

A recirkuláció előnyös hatásait az alábbiakban foglalhatjuk össze:

- Csökkenti az iszapzóna túlterhelésének veszélyét
- Csökkenti a toxikus és inhibitor anyagok hatását.
- Csökkenti a lúgfelhasználást.
- Lehetővé teszi, illetve javítja a hidraulikus keverést.

3.3.4.2. Az anaerob szennyvíztisztítás során alkalmazott legfontosabb reaktortípusok

A reaktorokkal szemben alapvető követelmény, hogy a betáplált anyagárammal érkező bontandó szervesanyag és a lebontást végző mikroorganizmusok (iszap) érintkeztetése minél tökéletesebb legyen. A műszaki megvalósítás realitását és gazdaságosságát szolgáló másik követelmény, hogy az igen kis szaporodási sebességű és hozamú metanogén baktériumok által végzett alapvetően lassú folyamat ellenére minél nagyobb reaktorteljesítményt érjünk el.

Ennek a reaktorkialakítással befolyásolható egyetlen lehetséges útja, mint azt a 2.4. fejezetben láttuk, az X_R iszapkoncentráció növelése, amit immobilizált sejteket tartalmazó reaktortípusok alkalmazásával érhetünk el.

Az intenzív anaerob szennyvíztisztítás során leggyakrabban alkalmazott típusok egyszerűsített vázlatát a 7. ábra foglalja össze.

@.7. ábra: Az intenzív anaerob szennyvíztisztítás reaktorai: A - kontakt reaktor; B - állóágyas reaktor; C - fluidizált ágyas reaktor; D - lebegő iszapfüggönyös (UASB) reaktor; E - hibrid (UBF) reaktor. (G = gázáram; F = folyadékáram; R = recirkuláció) A **kontakt reaktor** (@.7./A ábra) kevert tartályreaktor, amelyhez valamilyen szilárd-folyadék fázis-elválasztó (általában ülepítő) csatlakozik. A biomassza visszatartás az iszap recirkulációjával valósul meg. A kontakt reaktorban a szennyvíz és az iszap érintkeztetése mechanikus keveréssel, biogáz visszavezetéssel, vagy szivattyús recirkulációval biztosítható.

A holtterek csökkentése érdekében a reaktorok kialakítására a legtöbb esetben az álló hengeres forma terjedt el, egységenként mintegy 10000 m^3 maximális térfogattal. A magasság-átmérő arány a szennyvíz lebegőanyag-tartalmától függően 0,4-1,0 közé esik. Ilyen reaktortípus alkalmazását célszerű előnyben részesíteni, ha a szennyvíz lebegő szervesanyag tartalma magas. Nem előnyös viszont alkalmazása, ha a lebegő szervesanyag/összes szervesanyag arány 0,05-0,1 érték alatt van.

Terhelési fokozatok tekintetében kicsi; $B_V=1,5-2 \text{ kg KOI/m}^3\text{d}$ alatti és nagyterhelésű $B_V=4-5 \text{ kg KOI/m}^3\text{d}$ -ig terjedő változatát lehet elkülöníteni.

Az ülepítéssel végzett elválasztás általában a fő reaktorból elkülönített műtárgyban történik. Az iszap felúszás (flotálódás) következtében előforduló gyenge elválasztási teljesítmény elkerülése vagy csökkentése érdekében a reaktor és az ülepítő (elválasztó) műtárgyak között szükséges az oldott gáztartalom csökkentése, valamint a további gázképződés visszaszorítása. Ez megoldható a reaktor elfolyójának nagy fajlagos felületen történő intenzív filmszerű áramoltatásával, vagy az anyagáram célszerűen 5-6 °C-kal történő lehűtésével. Vákuum alkalmazása szintén elősegíti az oldott gázok eltávolítását.

Az iszapleválasztásra szolgáló ülepítők kör alakú radiális átfolyású (Dorr típusú) műtárgyak (ld. fejezet). Az eljárás anaerob jellegéből következően ez a műtárgy fedett, hermetikusan zárt. Légtérből gázvezetés alakítandó ki, amely a reaktorból származó gázt elvezető gázvezetékhez csatlakozik. A reaktorhoz hasonlóan általában szükséges az ülepítő hőszigetelése is.

Az anaerob iszap ülepedési tulajdonságait figyelembe véve az ülepítő felületi terhelése 0,2 - esetleg maximálisan 0,3 m/h - lehet, ám a reaktor és az ülepítő között végzett szintetikus polielektrolit (pelyhesítőszert) adagolása esetén a felületi terhelés elérheti a 0,5 m/h értéket is. Az ülepítő minimális átlagos vízmélységeként 2,5 m körüli érték javasolható. Az ülepítőkből elvett fenékiszapot felmelegítés után célszerű folytonosan visszatáplálni a reaktorba.

A jól ülepedő pelyhes iszapfrakció előzetes elválasztására lemezes ülepítő is alkalmazható.

Az **állóágyas reaktorokban** (@.7./B ábra, AF= Anaerobic Filter; AFF= Anaerobic Fixed Film reactor) a mikroorganizmusok a reaktortestben elhelyezett töltet felszínéhez tapadva növekednek néhány tized, illetve néhány mm vastagságú réteg, ún. biofilm formájában. Ilyen módon elvileg álló iszap és a mellette elhaladó anyagáram érintkezik egymással, azonban a lebontásban el nem hanyagolható szerepe van a tölteléktest hézagaiban lévő szuszpendált biomasszáknak is. A tölteléktesttel kapcsolatos legfontosabb követelmény,

hogy nagy fajlagos felületű, nagy hézagterefogatú valamint célszerűen porózus legyen. A tölteléktest anyaga legtöbbször kő, aktívszén, vagy újabban műanyag. Az iszapvisszatartást az anyagi minőségénél jobban befolyásolja a töltelék alakja és fajlagos felülete. Ezért a korszerű eljárásokban inkább nagy fajlagos felületű műanyag, porózus üveg vagy poliuretán hab idomokat használnak. Recirkuláció alkalmazása nem elengedhetetlen, azonban jelentősen növeli a rendszer stabilitását a toxikus anyagokkal és pH-problémákkal szemben. A tölteléktestről leszakadó fölösiszap a tisztított szennyvízzel együtt távozik a reaktorból.

A mérnöki alkalmazás tekintetében e reaktortípus kevésbé terjedt el. Alkalmazásuk esetén a nagymennyiségű és megfelelő tulajdonságú hordozótöltet és a betáplált szennyvíz egyenletes elosztásának biztosítása jelentős beruházási költségnövekedést okoz.

A **forgó tárcsás reaktornak** (RBC= Rotary Biological Contactor) is ismert anaerob, elárasztott változata, azonban gyakorlati jelentősége messze elmarad a többi típusétól.

A **fluidizált ágyas reaktor** (@.7./C ábra, FBBR= Fluidized Bed Biofilm Reactor) kis szemcseméretű, így rendkívül nagy fajlagos felületű hordozót tartalmaz, melynek felületén az anaerob mikróbapopuláció tömör, szívós biofilmet alkot. A hordozó általában homok, zeolit, műanyag granulátum, vagy aktívszén. A reaktorban olyan áramlási sebességet kell biztosítani, hogy a hordozóágy fluidizált állapotban legyen. Ez az esetek többségében csak recirkuláció alkalmazásával oldható meg. A rendkívül intenzív

keveredés jó anyagátadási viszonyokat teremt, így alacsony hőmérsékleten (10-20 °C) is alkalmazható, illetve nagy szervesanyag-terheléssel is üzemeltethető. Kisebb áramlási sebességnél kiterjesztett, vagy expandált ágyról beszélünk.

A **lebegő iszapfüggönyös** (2.13./D ábra, UASB= Upflow Anaerobic Sludge Blanket) reaktorban semmiféle hordozóanyagot nem alkalmaznak.

A magyar nyelvű szakirodalmi összefoglalókban az UASB reaktor megjelölésére többnyire - az angol név egyik lehetséges fordításából adódó - "iszaptakarós reaktor" elnevezést is használják.

A módszer alapja, hogy az aktív biomassza rendkívül jó ülepedési tulajdonsággal rendelkezik, így még viszonylag nagy (5 m/h) folyadékáramlási sebesség mellett sem mosódik ki a reaktorból, hanem a készülék alján nagy lebegőanyag-tartalmú iszapágyat alkot. A berendezés felső részébe egy folyadék-gáz-szilárd anyag szeparátort építenek, melynek rendeltetése a keletkező biogáz összegyűjtésén és elvezetésén kívül az, hogy a felszálló iszapreészecskéket leválasztva azokat folyamatosan visszajuttassa az iszapágyba. A mikrobák tartózkodási ideje ezáltal a hidraulikus tartózkodási időnek több tízszerese is lehet.

Az ülepítőteret, vagy tereket úgy kell kialakítani, hogy ennek határolófelületei a

vízszinteshez képest 50-55°-nál nagyobb szöget zárjanak be, ami biztosítja a kivált iszap akadálytalan visszacsúszását az iszaptérbe. Miután a képződött gázt illetve annak túlnyomó részét az elválasztó szerkezetekben illetve gázgyűjtőben kiválasztjuk, illetve elvezetjük, nem kell feltétlenül gondoskodni a reaktor zárt, tömített lefedéséről.

A reaktor kialakításával kapcsolatos másik fontos követelmény az egyenletesen elosztott szennyvízbevezetés. Biztosítani kell, hogy a reaktorfenék közelében, vízszintes síkban elhelyezett bevezetési pontok mindegyikén azonos anyagáram lépjen ki. Az

elosztórendszer kialakítása során törekedni kell arra, hogy a reaktorfenék területéből egy-egy bevezetési pontra a szennyvíz koncentrációjától függően $0,5-4 \text{ m}^2$ jusson.

Az UASB reaktorokban az anaerob baktériumok egymással és az inert iszaprészecskékkel összetapadva makroszkópikus ($0,5-3,0 \text{ mm}$ átmérőjű) szemcséket, granulákat alkothatnak, melyek ülepedési sebessége elérheti a 40 m/h értéket. Ez a speciális iszapszerkezet nem elengedhetetlen a rendszer működése szempontjából, azonban kiváló ülepedési tulajdonsága és metanogén aktivitása jelentősen növelheti a reaktor terhelhetőségét és hatásfokát. Működés közben az UASB reaktorban jellegzetes lebegőanyag-profil alakul ki. A nagyobb mikrobaaggregátumok, mivel fajlagos felületük lecsökken, a Stokes-törvény értelmében gyorsabban ülepednek, így a reaktor alsó részében helyezkednek el. Ezt a nagy, esetenként 80 kg/m^3 sűrűségű, élesen elhatárolódó tartományt nevezzük iszapágyának, itt játszódik le a szerves anyagok majd 80% -ának lebontása.

E fölött elhelyezkedő, "fiatalabb", kis aggregátumokat magában foglaló rész az úgynevezett iszapfüggöny, amelyet a folyadék áramlás és a felszálló gázbuborékok tartanak lebegésben. Ennek lebegőanyag tartalma $X = 5-20 \text{ kg/m}^3$ között változhat a szokásos $0,2-1,0 \text{ m/h}$ folyadék felszálló sebességek mellett.

A megfelelő áramlási sebesség biztosítására gyakran recirkuláció szükséges. A reaktorok működése szempontjából optimális recirkulációs arány $0,5-3,0$ között van. Ha a nyersanyag KOI-ja kisebb, mint $6000-8000 \text{ mg/l}$, recirkulációt nem szükséges működtetni, de a beüzemelés vagy üzemzavar időszakában a recirkuláció ilyenkor is kedvezően befolyásolja a reaktorok működtetését.

Az UASB-koncepció napjainkban az egyik legelterjedtebb intenzív anaerob szennyvíztisztítási módszer. Az eredeti technológiát cukorgyári szennyvizek kezelésére dolgozták ki, ma széleskörben elterjedt a mezőgazdasági és élelmiszeripar több ágazatában, elsősorban ott, ahol erősen szennyezett, túlnyomórészt oldott szerves szennyezőanyagokat tartalmazó szennyvizek periódikus keletkezésére lehet számítani. Ez utóbbit azért lényeges hangsúlyozni, mert az anaerob iszap magában a reaktorban is jelentősebb aktivitáscsökkenés nélkül tárolható akár $6-8$ hónapon keresztül. Iszapfüggönyös reaktor építése javasolható, ha a bontandó lebegő/összes szervesanyag koncentráció arány nem nagy, $0,2-0,3$ -nál kisebb. Könnyen hidrolizáló (elfolyósodó), illetve savanyodó szervesanyagnál ez az arány kivételesen megközelítheti illetve elérheti a $0,5$ körüli értéket. Szármottevő cellulóz, vagy rostjellegű; elsősorban növényi (szár) maradványokból eredő lebegőanyag-tartalom a reaktor alkalmazhatóságát kizárja.

Az UASB technológia módosításának tekinthető a lebegő iszapfüggönyös - töltött oszlop kombináció, másnéven "hibrid" (@.7./E ábra, UBF= Upflow Blanket Filter) reaktor.

Ennél a megoldásnál a lebegő iszapfüggöny rész fölé (esetleg a gáz-szilárd fázisseparator elhagyásával) egy többnyire műanyag idomokból álló töltet kerül, amelynek kettős feladata van. Egyrészt a rajta megtapadó anaerob mikrobák lehetővé teszik az iszapágyon keresztüláramló víz további tisztítását, másrészt biztosítja az iszapvisszatartást. Megegyező kialakítású UASB konstrukcióval összehasonlítva az UBF reaktort, az utóbbinak jobb a lebegőanyag visszatartása, amit a töltet elhelyezkedése is befolyásol, míg a távozó oldott KOI szempontjából nincs szármottevő különbség. A szerves szennyezőanyagok eltávolítása nagy részt itt is az iszapágyban játszódik le.

A gyakorlati megvalósítás szempontjából a felsoroltak alapján a megfelelő reaktortípus kiválasztása, a jól méretezett rendszer kialakítása már a tervezésnél fontos. A fenti alaptípusok összehasonlítását a 2.6. táblázat tartalmazza. A táblázat egyben tervezési segédletként is használható, mivel az általános méretezési metodika a kísérleti vagy tapasztalati alapon meghatározott B_V fajlagos térfogati teljesítményen alapul.

@.7. táblázat

Intenzív anaerob szennyvíztisztító reaktortípusok összehasonlítása

Szempont	Állóágyas	Fluidágyas	Kontakt	UASB
Átlagos HRT	1-3 nap	2-20 óra	0,5-50 nap	6-12 óra
Térfogati szerves- anyag terhelés (B_V [kgKOI/m ³ .nap])	kb. 10	10-50	2-4	10-20
Fajlagos gázhozam (Y_G [m ³ /m ³ nap])	4-8	4-15	1-2	4-8
Nem immobilizált biomassza szerepe	jelentős	nem jelentős	jelentős	jelentős
Keverés	nem szükséges	nem szükséges	szükséges szüks.	nem
Recirkuláció	nem szükséges	szükséges	nem szükséges	szüks.
Szerves lebegő- anyag tartalmú víz esetén	korl. alkalmas	nem alkalmas	alkalmas	korl. alkalmas
Hidraulikai túlterhelésre	nem érzékeny	nem érzékeny	kevésbé érzékeny	kevésbé érzékeny
Szervesanyag- túlterhelésre	nem érzékeny	kevésbé érzékeny	kevésbé érzékeny	nem érzékeny
Toxikus anyagok lökésszerű terhelésére	érzékeny	nem érzékeny	nem érzékeny	kevésbé érzékeny

3.3.4.3. A kétlépcsős anaerob tisztítás alapja

Mint azt a A 3.3.2 ponban láttuk, a komplex szubsztrátok anaerob lebontását kétféle, fiziológiailag, tápanyagszükségletében eltérő, a zavaró hatóságokra másképpen reagáló, eltérő környezeti optimumú mikroba-populáció végzi. Célszerű ezért olyan eljárás kidolgozása, ahol a kétféle mikrobacsoportot egymástól elválasztják és külön-külön optimalizált körülmények között tenyésztik.

Ennek kézenfekvő lehetősége a kinetikai fázisválasztás, amely a mikrobák eltérő generációs idején alapul. Rövid, néhány órás tartózkodási időt alkalmazva a metánképzők (és ezen belül az ecetsavat felhasználók) a reaktorból kimoshatók. Így kialakul az első, savas fázis, melyben a hidrolízis és a savképzés optimális környezeti feltételek mellett (pH=5-6) zajlik.

A második, metános reaktorban, amelybe az előző elfolyólyát tápláljuk be, célunk az illó szerves savak eltávolítása. Ez a berendezés a metánképzéshez optimális feltételeket, 7,0 körüli pH-t és a metanogének szaporodását biztosító hosszabb iszaptartózkodási időt biztosít. Ennek megfelelően a második reaktor az előzőekben ismertetett intenzív típusok egyike lehet.

A fázisválasztás nem teljes, mivel a savas reaktorban vannak metanogén és a metános reaktorban is acetogén szervezetek. Ez azonban az eljárásnak nem is célja, sőt a másik mikrobaféleség bizonyos koncentrációja szükséges is a reaktorok hatékony működéséhez.

A kétfázisú eljárás legfontosabb előnyeit az egyfázisúval szemben az alábbiakban foglalhatjuk össze:

- A folyamat intenzívebb, ezért a berendezések szükséges összterfoglata és egyben a beruházási költség is kisebb
- Üzemeltetése biztonságosabb, mivel a lőkésszerű toxikus hatásokra és a túlterhelésre kevésbé érzékeny.

Hátrányaként a bonyolultabb működés hozható fel.

A savanyító reaktorokat műszaki kialakítás, illetve követelmények tekintetében nem szükséges elhatárolni az előzőekben ismertetett típusokól. Mivel fő funkciója a lebegő szervesanyag hidrolízise (elfolyósítása), illetve rövid szénláncú szerves savakká történő lebontása kevert reaktortípust kell alkalmazni. Kivételes esetektől eltekintve (metánosító reaktorénál nagyobb térfogat) a metános reaktorhoz hasonlóan fűtött és hőszigetelt reaktort kell alkalmazni. A reaktorból távozó gázt csak akkor érdemes a metánosból távozó biogázzal együtt elvezetni, ha metántartalma több mint 30-50%. (Általában túlnyomórészt CO₂ tartalmú gáz képződik.)

Hiányzik 3.4. Kiegészítő eljárások, műveletek