

A tejfeldolgozás szennyvizei és tisztításuk

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

dr. Kárpáti Árpád

Kémiai tudomány program – VM4 alprogram

Veszprémi Egyetem

1997

Kivonat

A kommunális szennyvizek túlzott részarányú nitrogén- és foszfor-szennyezettségének biológiai eltávolítása kedvezőbb lehet könnyen bontható többlet szerves tápanyag hozzáadásával, mint amilyenek például a tejipari szennyvíz oldott komponensei. Ezek kizárása a kommunális szennyvíztisztításból ezért egyértelműen kedvezőtlen.

A dolgozat részletesen elemzi a tejfeldolgozás szennyvizeinek minőségét és annak változását a termelési szerkezet, valamint a szennyvíz előkezelése függvényében. Hasonlóan részletezi a tejüzemi és lakossági szennyvizek egyedi és kombinált tisztításának lehetőségét, a tejipari szennyezés hatását a lakossági szennyvíz összetételének és tisztíthatóságának alakulására. Bemutat egy újonnan kifejlesztett tejipari szennyvíz előtisztítást, lebegőanyag eltávolítást, annak üzemi megvalósítását, továbbfejlesztését és hatékonyságát. Részletezi a keletkező tejipari szennyvíziszap elhelyezési, hasznosítási lehetőségeit. Üzemi adatokkal igazolja a vegyes szennyvíz tisztításánál az előtisztított tejipari szennyvíz kedvező hatását a biológiai többletfoszfor eltávolítást illetően. A vizsgált esetben az eltávolított foszfor/KOI arány több év átlagában 0,025 körül adódott.

Abstracts

Industrial liquid wastes like milk origin cheese whey and pretreated dairy effluents can be used to initiate and increase the activity of the extra phosphorus accumulating heterotrophic micro-organisms in municipal sewage treatment. The composition of milk processing depending on the production / processing technology and wastewater pretreatment are discussed. The treatment possibilities of the segregated industrial effluent and mixed industrial and communal sewage are evaluated. The efficiency of a new pretreatment possibility /with addition of hydrated lime + FeSO_4 / for removal of milkfat and protein content of the dairy effluents is proved in laboratory scale and industrial practice. The residual sludge of the pretreatment is useful for agricultural soil amelioration. The effect of industrial contribution from milk processing onto municipal activated sludge treatment and its nitrogen and phosphorus removal capacity is examined. Addition of pretreated cheese plant effluent to municipal sewage could increase the extra biological phosphorus removal in a POTW to as high $\Delta\text{P}/\text{COD}$ ratio as 0.025.

Auszug

Die Entfernung der leicht abbaubaren Substrate oder die Reduzierung des BSB_5 ist viel wirtschaftlicher, wie die Eliminierung des im allgemeinen in Überschuß anwesenden Stickstoffes und Phosphors in der kommunalen, biologischen Abwasserbehandlung. Um die Preise der biologischen Abwasserreinigung und die Konzentration des biologischen Überzahlphosphors sicherwirkend zu erniedrigen ist die Zufuhr von Molkereiabwässern - die in 30% Milchsäure und Milchsäure enthalten - besonders geeignet.

Die Arbeit ausführlich diskutiert, wie die Qualität, die von dem Produktions-struktur abhängig ist und die Vorbehandlung der Molkereiabwässer sich verändert. Im Folgenden wird es eingehend detailliert, welche Möglichkeiten für die Behandlung der individuellen oder kombinierten Behandlung der industriellen und kommunalen Abwässern zur Verfügung stehen. Der Einfluß der industriellen Verunreinigungen an die Behandlung der kommunalen Abwässern und der Deponierung des Überschußschlammes wird dargelegt. Es wird darauf hingewiesen, daß die Effektivität der Phosphorreduktion in Prozentzahl $\Delta\text{P}/\text{CSB} > 0,025$ erreicht werden kann. Eine neue Art der chemischen Vorbehandlung wurde entwickelt.

Tartalomjegyzék

BEVEZETÉS

I IRODALMI ÁTTEKINTÉS

- 1. Tejipari feldolgozás és hulladéktermelése**
 - 1.1. A tej összetétele, komponensei
 - 1.2. Az ipari feldolgozás kialakulása
 - 1.3. A tejipar termékei, előállításuk, berendezései
 - 1.3.1. A feldolgozás előkészítő műveletei
 - 1.3.2. A fontosabb termékek előállítása és vízzennyezései
 - 1.3.3. A tejfeldolgozás termelési vesztesége, környezetszennyezése
 - 1.4. A tejipari szennyvizek fajlagos mennyisége és átlagos szennyezettsége
 - 1.5. A tejipari szennyvizek jellemzőiből levonható következtetések
 - 1.6. A tejipari termelés hulladékcsökkentésének tendenciái
- 2. A tejfeldolgozásnál keletkező szennyvizek tisztítása**
 - 2.1. A tejipari szennyvizek előkezelése
 - 2.2. A tejfeldolgozásnál keletkező szennyvizek tisztítása
 - 2.2.1. Öntözés tejüzemi szennyvizekkel
 - 2.2.2. Anaerob szennyvíztisztítás
 - 2.2.3. Fizikai-kémiai előtisztítás
 - 2.2.4. Aerob tisztítás
 - 2.4.1. Elkülönített üzemi aerob tisztítás
 - 2.4.2. Rögzített filmes megoldások
 - 2.4.3. Eleveniszapos megoldások
 - 2.3. Tejipari szennyvizek és kommunális szennyvizek együttes tisztítása
 - 2.3.1. Nitrifikáció / denitrifikáció
 - 2.3.2. Foszforeltávolítás

II. KÍSÉRLETI, GYAKORLATI RÉSZ

3. Vizsgálatok, eredmények, értékelés

- 3.1. A feladat kijelölése, időütemterve
- 3.2. A korábban alkalmazott vegyszeres előtisztítások ellenőrzése
 - 3.2.1. Analitikai vizsgálatok
 - 3.2.2. A vizsgálatokhoz felhasznált minták
 - 3.2.3. Koaguláltatás kénsavval az izoelektromos pont közelében
 - 3.2.4. Fémionokkal, lignoszulfonáttal történő koaguláltatás
- 3.3. A kiegyenlített szennyvíz koaguláltatása méshidráttal
- 3.4. A méshidráttal kicsapódás üzemi kiépítése és hatékonysága
- 3.5. Az előtisztított tejipari szennyvíz hatása a kommunális tisztításra
- 3.6. A szennyvíziszap összetétele, felhasználása, várható hatásai
- 3.7. A vizsgálatok során kapott új eredmények összefoglalása (tézisek)

ÖSSZEFOGLALÁS

IRODALOMJEGYZÉK

Táblázatok jegyzéke

- 1. táblázat:** A tehéntej fő komponensei és azok százalékos koncentrációi az USA-ban, Új-Zélandon és Magyarországon készült felmérések alapján.
- 2. táblázat:** Különböző tejtermékek biológiai oxigénigénye és kémiai oxigénigénye.
- 3. táblázat:** Néhány tejipari termék BOI_5 / KOI és TOC / KOI aránya.
- 4. táblázat:** A tejipari szennyvizek átlagos összetétele a hatvanas évek végén az Egyesült Államokban végzett széleskörű felmérés alapján.
- 5. táblázat:** A kommunális szennyvíz és különböző tejtermékek biológiai oxigén-felvételének sebességi állandója.
- 6. táblázat:** A Veszprémi Tejüzem kiegyenlítő medencéje előtt vett három órás átlagminták KOI, TOC és extrahálható zsírtartalmának ingadozása egy munkanapon belül.
- 7. táblázat:** A modell-emulziók és a kiegyenlített üzemi szennyvíz pH-változása a kénsavdózis függvényében.
- 8. táblázat:** A tiszta fázis maradó KOI szennyezettsége különböző koncentrációjú modell-emulziók és kiegyenlített tejüzemi szennyvíz kénsavas koaguláltatásakor.
- 9. táblázat:** Vegyszeres koaguláltatás hatására bekövetkező KOI-csökkenés modell-emulziók és üzemi szennyvíz esetén.
- 10. táblázat:** Az alumínium-szulfáttal végzett vegyszeres szennyvíztisztítás hatékonysága a Veszprémi Tejüzemben 1982 tavaszán.
- 11. táblázat:** Az alumínium-szulfáttal végzett vegyszeres szennyvíztisztítás hatékonysága a Veszprémi Tejüzemben 1993 tavaszán.
- 12. táblázat:** Friss tej emulziójának, valamint a kiegyenlített üzemi elfolyó víznek a szennyezettség csökkenése különböző mészhidrát dózisok hatására.
- 13. táblázat:** A mészhidrát hatására kicsapódó, illetőleg folyadékfázisban maradó lebegő-anyag és tejzsír mennyiségek modellemulzióknál és kiegyenlített üzemi szennyvíznél.
- 14. táblázat:** A zalaegerszegi tejüzemi szennyvíz-előtisztító mérési eredményei az indítás utáni időszakban.
- 15. táblázat:** A vegyszerfogyasztás és a víztisztítás alakulása a zalaegerszegi tejipari szennyvíz-előtisztításnál az utóbbi években.
- 16. táblázat:** Tartós tisztítási hatékonyság a Z.szentgróti sajtüzemi szennyvíztisztítóban. 1993 április 21 - 1994 június 14 között
- 17. táblázat:** A zalaszentgróti városi szennyvíztisztító befolyó- és tisztított elfolyó vízének átlagos jellemzői.
- 18. táblázat:** A zalaszentgróti szennyvíztisztító 1993 szeptember 27-28-án végzett részletes ellenőrzésének eredményei.
- 19. táblázat:** A tejipari szennyvíz meszes/vas-II-szulfátos előtisztításnál keletkezett szennyvíziszap fertőzőképességi és ökotoxikológiai vizsgálatának eredményei (Baranya megyei KÖJÁL mérései alapján).
- 20. táblázat:** Alumínium-hidroxidos és mészhidrátos / vas-hidroxidos tejipari szennyvíziszapok főbb komponenseinek mennyisége és nehézfém szennyezettségük.
- 21. táblázat:** A zalaszentgróti és zalaegerszegi tejüzemi szennyvíz előtisztításánál keletkezett iszapok /mészhidrát + vas-szulfát hozzáadás/ fémtartalma.
- 22. táblázat:** Három különböző eredetű, kereskedelembe forgalmazott mészkőpor - mezőgazdasági meszezőszer - fémszennyezettsége.
- 23. táblázat:** A mész- és vastartalmú tejipari szennyvíziszap hatása a Zalaegerszeg körzetében található talajok összetételére meghatározott adagolás esetén.

Ábrajegyzék

- 1. ábra:** A tejipar főbb termékeinek előállítási lehetőségei.
- 2. ábra:** A kommunális szennyvíz és a tejipari szennyvíz biológiai lebomlásának vagy oxigén-felvételének időfüggése.
- 3. ábra:** A tejipari szennyvizek tisztításának lehetséges kombinációi.
- 4. ábra:** Klasszikus egylépcsős eleveniszapos tejipari szennyvíztisztítások.
- 5. ábra:** Két lépcsős eleveniszapos tejipari szennyvíztisztítás.
- 6. ábra:** A nitrifikáló-denitrifikáló rendszerek alapkonfigurációi.
- 7. ábra:** A módosított UCT- /nitrifikáció-denitrifikáció és biológiai többletfoszfor eltávolító/ eljárás.
- 8. ábra:** A Veszprémi Tejüzem fizikai-kémiai előtisztítását megelőző szennyvíz előkezelő- és kiegyenlítő rendszere
- 9. ábra:** A kiegyenlítő medencéből előtisztításra kerülő szennyvíz minőségének ingadozása egy munkanapon belül.
- 10. ábra:** Különböző koncentrációjú modell-emulziók és kiegyenlített tejüzemi szennyvíz kénsav-felvétele a savanyításnál.
- 11. ábra:** Az izoelektromos pont környezetében kicsapódó fehérje és zsír hatására bekövetkező szennyezettség csökkenés és tisztítási hatékonyság.
- 12. ábra:** Különböző vegyszerek hatékonysága a dózis függvényében 2,8% zsírtartalmú tehéntej 2%-os csapvízes modell-emulziója, ill. kiegyenlített üzemi szennyvíz esetében.
- 13. ábra:** A Veszprémi Tejüzem alumínium-szulfátos, elektroflotálós szennyvíztisztítója
- 14. ábra:** A Veszprémi Tejüzemi szennyvíz előtisztítójának KOI-, és zsíreltávolító hatékonysága két kiválasztott időszakban.
- 15. ábra:** A mészhidrát-adagolás hatására keletkezett csapadék mennyisége és annak tejzsírtartalma a mészhidrát dózis függvényében.
- 16. ábra:** A mészhidrát adagolásakor lebegő formában a folyadékfázisban maradó anyagmennyiség és annak extrahálható zsírtartalma a mészhidrát dózis függvényében.
- 17. ábra:** A mészhidrátos / vas-szulfátos tejipari szennyvíztisztítás technológiai sémája.
- 18. ábra:** A tölcseres iszapülepítők kialakítása.
- 29. ábra:** A Zalaegerszegi Tejüzem szennyvíz-előtisztítójának hatékonysága az üzemindítás utáni időszakban.
- 20. ábra:** A Zalaegerszegi Tejüzem tisztítójának technológiai sémája az üzemmódosítás után.
- 21. ábra:** A vegyszerfogyasztás és a víztisztítás alakulása a Zalaegerszegi Tejüzem szennyvizének előtisztításánál (1989-1995 között).
- 22. ábra:** A zalaszentgróti városi szennyvíztisztító folyamatábrája.
- 23. ábra:** A zalaszentgróti városi szennyvíztisztító átlagos befolyó és elfolyó vízminőségének alakulása 1993. ápr. 21. - 1994. jún. 14. között.
- 24. ábra:** A főbb tápanyagok koncentrációjának alakulása a zalaszentgróti kommunális tisztító egyes reaktorzónáiban.
- 25. ábra:** Különböző elemek akkumulációja búzában a növekedés során, valamint a szemtermésben különböző iszapidózissal adalékolt zalai talajban.

Bevezetés

A tejipar vízszennyezése részben alapanyagából, részben a feldolgozás segédanyagaiból ered. Az előbbiek biológiailag bontható szennyezést, az utóbbiak döntően sóterhelést jelentenek. A legértékeltenebb melléktermék, a savó feldolgozásától, elhelyezésétől függően mindkét típusú szennyezettség igen változó. A higiénés követelmények számottevő tisztítószer felhasználást is jelentenek. Az üzemi szennyvizekben a lakosság szennyvizeihez hasonlóan ezek foszfortartalma problémát jelenthet túlzott mértékű felhasználásuk esetén. A tejtermékek árának ugrásszerű növekedése és környezetünk védelmének fokozódó igénye következményeként az utóbbi években a tejfeldolgozó iparág is igyekszik folyamatosan csökkenteni szennyvízbe kerülő termelési veszteség. Ennek ellenére a tejüzemek napjainkban is jelentős vízszennyezők.

A víz szennyezőinek döntő része, a tej komponensei lévén, biológiailag igen jól bontható. A szennyvízből történő eltávolításukra ezért a lakossági szennyvizeknél elterjedt biológiai módszerek megfelelőek. Az ilyen üzemek vizeinek szennyezettsége azonban rendszerint az átlagos lakossági szennyvízének többszöröse. Ez a termelés periodikusságának megfelelően különösen rapszodikus terhelés ingadozást, hasonlóan változó oxigén igényt, s az abból adódó üzemeltetési problémákat, eredményezhet. Az utóbbit a tejipari szennyvizek aerob tisztításánál csakis túlméretezéssel lehet kivédeni. Elégtelen levegőztetés esetén az iszapduzzadás törvényszerűen jelentkező probléma.

Az évtizedekkel ezelőtt hulladéknak tekintett író, savó ma már széles körben felhasznált alapanyag. További feldolgozásának jelentős költsége és megfelelő felvevőpiac hiánya miatt azonban sok üzemnél jelentős része a szennyvízbe kerül. A savó a tej szárazanyag tartalmának mintegy harmadával ugrásszerű oxigénigény-növekedést eredményez. Az elmúlt évtizedek klasszikus eleveniszapos szennyvíztisztítóinál rendszerint a savóterhelés eredményezte az intenzív felhabzásokat, az oxigénátadás hatékonyságának csökkenését, valamint a már említett iszapülepedési problémát, az iszapduzzadást.

Az utóbbi két évtizedben a lakossági szennyvizek tisztítása is ugrásszerűen fejlődött. Korszerű technológiai a biológiai átalakítások komplikált részfolyamatainak szétválasztása, szabályozása, optimalizálása révén a tejipari szennyvizek tisztítására is alkalmasabbak. Ezzel párhuzamosan bebizonyosodott, hogy az ilyen tisztítórendszereknél a tejipar gyorsan hasznosítható szerves szennyező anyagai kedvező hatással is lehetnek. Az ilyen tápanyagot igénylő részfolyamatok gyorsítását, a nitrogén és foszfor jobb biológiai eltávolítását eredményezhetik.

Az ipari szennyvizek közcatornába vezetésének szabályozása országonként évtizedes tradíción nyugszik. A közcatorna határértékkel a szennyvíztisztítót, a szennyvíztisztítók, pontosabban a befogadók határértékével a vízi környezetet védik. Az előbbinek Magyarországon 1976-ban, majd 1984-ben rögzített merev határértékei és bírságrendszere más országok szennyvíz előtisztításának gyakorlatához képest különös torzulásokat eredményezett a tejipari szennyvizek előtisztításában. A dolgozat az üzemi szennyvíz előtisztítás, valamint a tejipari és lakossági szennyvíz együttes kommunális tisztítása lehetőségeinek elemzésével a tudatos regionális tervezéssel elérhető előnyöket kívánja bemutatni, összefoglalni.

I. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

1. A tejipari feldolgozás és hulladéktermelése

1.1. A tej összetétele, komponensei

A tejfeldolgozás alapanyaga döntő részében tehéntej. Összetétele az állat egészségével, korával, tápanyagával, a legeltetéssel, a laktációs ciklussal változik. A tehéntej fő komponensei és koncentrációik az **1. táblázatban** láthatók.

1. táblázat A tehéntej fő komponensei és azok százalékos koncentrációi az Amerikai Egyesült Államokban, Új-Zélandon és Magyarországon készült felmérések alapján (Jones 1974, New Zealand Dairy Board 1981, Balatoni - Ketting 1981).

Komponensek	USA	Új-Zéland	Magyarország
Tejzsír	3,6	4,7	3,8
Tejfehérje	3,5	3,6	3,3
Laktóz	4,9	5,0	4,6
Ásványi anyagok	0,7	0,75	0,8
Összes oldott anyag	13,0	14,3	12,0

A tejzsír 98-99%-át trigliceridek alkotják. Csak mintegy 1,5 százalékuk diglicerid. Tartalmaznak a lipoidok csoportjába sorolható foszfolipoidokat - 0,2-1% - és szterineket - 0,25-0,45% - is. Mellettük igen kis részarányban viaszok, triterpének, szabad zsírsavak és zsírolható vitaminok találhatók még a tejzsírban. A trigliceridek összetétele részletesebben az 1. ábrán látható. A tejzsír zsírsav- tartalmának 90%-át 15 egyedi, 1%-nál nagyobb részarányban előforduló, úgynevezett majorzsírsav adja. Legnagyobb részarányban a 14, 16 és 18 szénatomszámú egyenes láncú telített zsírsavak /8,9-23,5-10,1%/, valamint a 18 szénatomszámú egyszer telítetlen olajsav /26,4%/ található a tejzsírban. Meglepően nagy részarányban tartalmaz viszonylag könnyebben bontható, 4-12 szénatomszámú, egyenes láncú telített zsírsavakat /11%/. Az összes zsírsavnak csak mintegy 1,7%-a elágazó láncú, tehát biológiailag valamivel nehezebben bontható (Johnson 1974, Balatoni- Ketting 1981).

A tejzsír a tejben apró zsírgolyócskák formájában van jelen, melyek közül a nagyobbak állás, tárolás során felúsznak, tejszint képeznek a felszínen, vagy az edényzet falához tapadnak. A zsírgolyócskákat különleges felületi rétegük stabilizálja a tej oldott fázisában. A felületi réteg felépítésében a foszfolipoidok játszanak fontos szerepet. A nagy diszperzitású fehérjék, mint a laktoglobulin, a zsírgolyócskák és az oldat határfelületén dúsulnak fel, részben stabilizálva a diszperz fázist. Korábbi vélemény szerint a zsírgolyócskák mérete az elegytejben a Gauss-eloszlásnak megfelelő (Ketting 1972). Hazai kutatások alapján azonban ettől eltérő. A zsírgolyócskák 30-35%-ának átmérője 1 µm alatti, a többi rész döntően 1-5 µm közötti. A tejzsírnak csak alig több mint 5%-a van jelen a tejben 5 µm feletti átmérőjű részecskeként (Balatoni-Szabó 1968, Balatoni 1978). A napjainkban általános homogenizálás a tejzsír golyócskák méretét s vele a tejzsír kiválási sebességét tovább csökkenti.

A tej fehérjéinek 80%-a kazein. A kazein a tejben komplex kalcium-kazeinát / kalcium-foszfát-ként jelen levő mintegy 28000 átlagos molekulatömegű foszoprotein. A kazein a tejben 40-280 nm közötti méretű micellákat képez. Újabb elképzelések szerint azonban az átlagosan 100 nm körüli átmérőjű gömbszerű halmazokat 15-25 nm átmérőjű golyócskák és 2 nm átmérőjű 7 nm hosszúságú, görbült, hengerszerű képződmények alkotják. Ezek tömör elrendezésben töltik ki a halmazt (Cramer-Jamashita 1976, Kimura et al. 1978 a/b, Toshiaki et al. 1978).

A kazein izoelektromos pontján - pH=4,6 - a tejből kicsapódik, egyidejűleg kiszűrve abból a tejszír-tartalom mintegy 75-80%-át. A fehérjék 20%-át képező, kazeinnal ki nem váló savófehérjék - laktalbumin és laktoglobulin - a tejszír 20-25%-ával együtt a savóba kerülnek. A savófehérjék nagy diszperzitású, egyszerű, gömb alakú micellákat képeznek, melyek átmérője 5-15 nm közötti. A kalcium is igen fontos szerepet tölt be az ∞ -laktalbumin szerkezetében (Lafaut-Gael 1986). A tejsavó 0,8%-nyi tejszírtartalma ultracentrifugálással, a hasonló mennyiségű fehérjerész ultraszűréssel különíthető el (Lásztity 1974, Werner 1978, Beck 1981).

A tej amikroszkópos alkotórészei, a tejcukor és a sók valódi oldatot képeznek. A sók disszociált, a tejcukor molekuláris - oldott - formában van jelen. Az oldott sók a polidiszperz rendszer egyensúlyát biztosító pH fenntartásában játszanak fontos szerepet. Az ásványi rész, ami 0,8%, a molekuláris oldatból - zsír és fehérjementesített savó - ioncserével, a laktóz kristályosítással nyerhető ki (Balatoni-Ketting 1981).

1.2. Az ipari feldolgozás kialakulása

A tehéntej étkezési célú hasznosítása a szervezett társadalmak kialakulásáig követhető nyomon. A tej és spontán keletkező terméke, a túró tartósításának igénye a szarvasmarha házasítását követően hamarosan szükségessé tett valamilyen kezdetleges feldolgozást. Szárított tej, sajt és vaj előállítására már az i.e. III. évezredben találtak példákat (US EPA 1971; Jones 1974, Marshall-Harper 1984). Ennek ellenére az iparosított tejfeldolgozás csak a XIX.sz. közepétől alakult ki. Addig a tehéntartás és tejtermelés a háztartás része volt, és a tejtermékek is csak a közvetlen környék ellátását szolgálták. Ahogy azonban a települések lakossága gyarapodott, egyre kevesebb háztartásban vált lehetségessé a tehéntartás. A városkörnyéki állattartó telepek mérete a városok lakosainak számával párhuzamosan növekedett. Az agglomerálódás, a tejszeparátor kifejlesztése, valamint a pasztőrözés kedvező hatásának felismerése vezetett a múlt század második felében a tejüzemek kialakulásához (US EPA 1971).

Az 1870-es évektől mintegy 1910-ig a farmokról a feldolgozás érdekében a tejet az üzemekbe szállították. Volt időszak, amikor a vajgyártásnál keletkező zsírmentes fölözött tej is a savóhoz hasonló értéktelen termékként került vissza a farmokra, borjak és sertések etetésére. A tejszeparálás azonban századunk első évtizedeiben a farmokon is gyakorlattá vált. A vaj gyártásához ezzel csak a tejszínt kellett a tejfeldolgozó üzemekbe szállítani. A szállítás nagy fajlagos költsége ebben az időszakban még meggátolta a nagy kapacitású sajtüzemek kiépítését. Századunk közepére azután részben a szállítóeszközök és utak, részben a farmokon is kialakítható hűtőtárolók fejlesztésének eredményeként a tej teljes centralizált feldolgozása vált általánossá (Marshall-Harper 1984). Kialakulásához a termékminőség szigorúbb követelménye, és a teljeskörű alapanyag-felhasználás igénye is hozzájárult. A tej feldolgozásának hulladék hozamát érintő főbb átalakulások ezzel egyidejűleg a következők voltak:

- a termszerkezet átalakulása, folyékony vagy félfolyékony, kefir / joghurt alapanyagú, nem csak tej alapanyagból kialakított termékek előállítására,
- a gyártási folyamatok, technológiai műveletek automatizálása az üzemméret, vagy feldolgozó kapacitás párhuzamos növekedésével,
- többműszakos termelés a nagyobb üzemekben, egyetlen nyújtott műszak a kisebb feldolgozó egységeknél.

1.3. A tejipar termékei, előállításuk, berendezései

A termékek között a különböző összetételű városi tejek, a különböző kultúrákkal előállított kefir, joghurt, tejföl, lágy és keménysajtok egyformán fontosak. Gyártásukhoz sok megegyező és néhány alapvetően eltérő művelet szükséges (Ketting 1977). Az utóbbiak részben szakaszosak, részben folyamatosak. Alapkövetelmény a termelés higiéniés biztonsága, ami a berendezések periodikus tisztítását, fertőtlenítését elengedhetlenné teszi. Különösen fontos ez a hőkezelést végző berendezéseknél - pasztörizáló -, melyek a tej bakteriológiai stabilitását hivatottak javítani.

A hőcserélő falán kiváló tejkő réteget a hőátadás hatékonyságának fenntartása céljából megfelelő időközönként el kell onnan távolítani. A pasztörizáló tisztítása néhány százalékos nátrium-hidroxid /NaOH/, valamint salétromsav /HNO₃/ oldattal történik - Clean in Place /CIP/ - központosított mosórendszerekkel. A vízszennyezésnél az előbbi igen jelentős sóterhelést jelent. A salétromsav nitrogénje a tejipari szennyvízben elemi nitrogénné redukálódik, miközben a redukciójakor a szerves anyag egy részéből széndioxid és lebegő biomassa keletkezik. Amíg a nitrát vagy oxigén el nem fogy a szennyvízből, abban a kedvezőtlen kénhidrogén keletkezését eredményező anaerob folyamatok nem jelentkeznek. A lúgkő -NaOH- ezzel szemben káros sóterhelést okoz. Más oldalról ugyanakkor a szennyvízben a pH kedvező stabilizálását biztosítja (Harper-Blaisdell 1971 a/b, Cooper-Royal 1973, Heldman-Seberling 1976, Thom 1980).

A másik hasonló, sószennyezést okozó művelet a sajt készítésénél használatos sófürdő. Többszöri felhasználás után ez a CIP vízéhez hasonlóan a szennyvízbe kerül. A fentiekén kívüli szerves szennyező anyagok a tejfeldolgozásnál csak a fertőtlenítőszerrel kerülnek a szennyvízbe. Megjegyzendő, hogy a tej ásványi anyagainak jelentős része a savóba, vagy a savó permeátumba kerül, így eleresztésük esetén a tej sótartalma azokkal a szennyvízbe jut (Elliot 1973, Heldman-Seiberling 1976).

Az általános tisztítási folyamatok során az egyes műveletektől, berendezésektől mindig a feldolgozott anyagnak megfelelő összetételű hulladék kerül az elfolyóvízbe (Jones 1974, Marshall-Harper 1984). Éppen ezért célszerű táblázatosan áttekinteni a különböző termékek gyártásánál az egyes műveleteket és azok alkalmazását, hogy pontosíthassuk a termelési veszteségek forrásait a legkülönbözőbb vertikumú feldolgozó üzemekre is. Az alkalmazott műveletek:

folyadék szállítás	ultraszűrés	kristályosítás
keverés	fordított ozmózis	elektrodialízis
hőcsere	ioncsere	fermentáció
bepárlás	centrifugálás	légkondicionálás
desztilláció	gázdeszorpció	párasítás - szárítás

A műveletekhez szükséges berendezések:

tárolótartályok /silók /,
kiegyenlítő, tározó tartályok,
csövek / szelepek,
ellenőrző berendezések,
szivattyúk /centrifugák/ térfogat-kiszorításos egységek/
víz-, gőz-, komprimált levegő ellátó rendszer,
/mindezek könnyen tisztítható, fertőtleníthető kialakításban/.

csővezetékek /szállítócsövek/
hőcserélők /fűtés, hűtés/
műszerek,
csomagoló berendezések,

A régi üzemek nyitott, szakaszos üzemű berendezéseit a nagyüzemekben napjainkra zárt, három műszakban üzemelő egységekké alakították. A kisebb üzemek ezzel szemben napi 12-14 órás munkarendben dolgoznak. A rendszeres, teljes tisztítás, fertőtlenítés naponta minimálisan egyszer minden üzemnél elengedhetetlen.

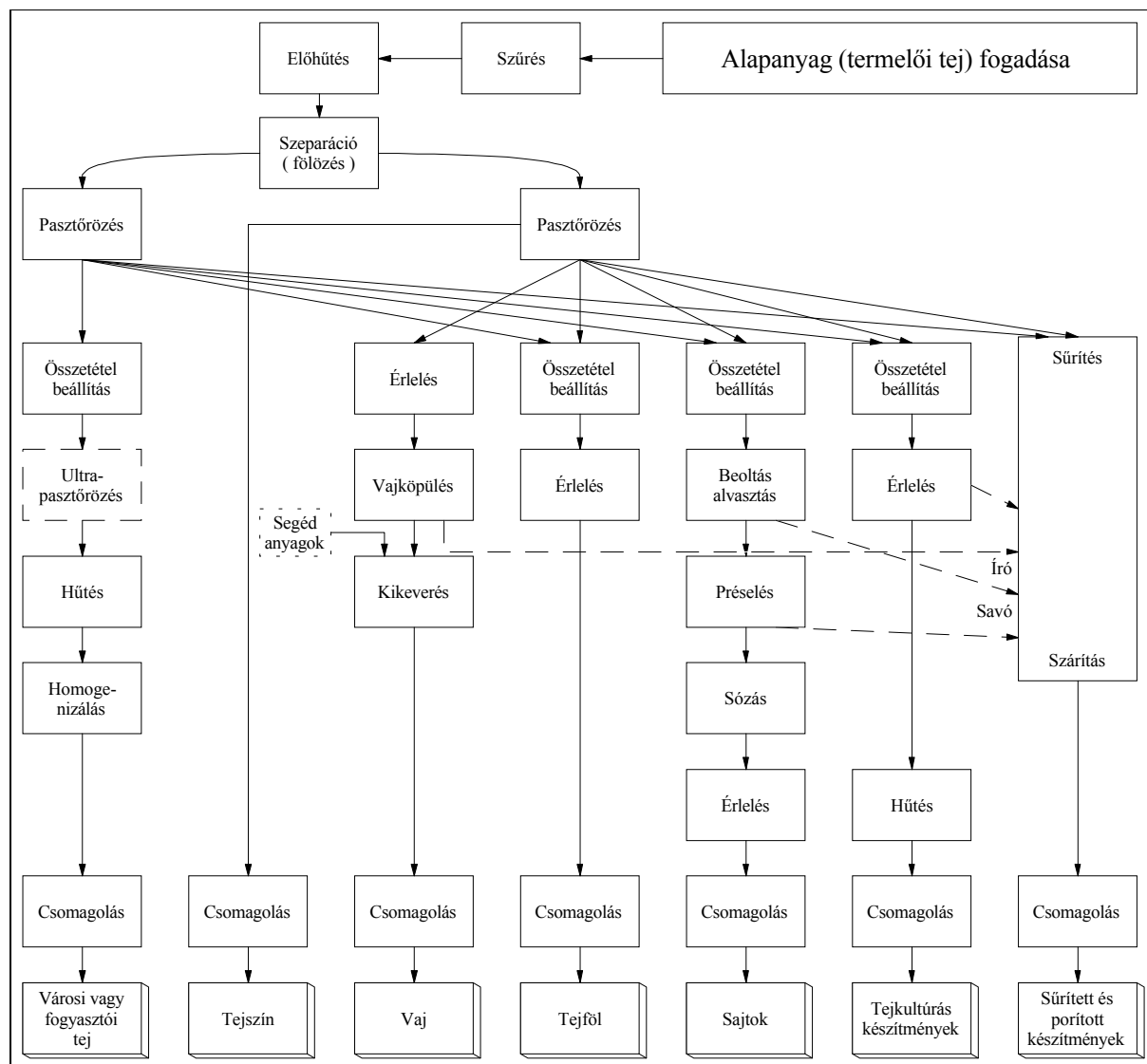
1.3.1. A feldolgozás előkészítő műveletei

A tej fogadása az üzemi feldolgozás első lépése. A durvább mechanikus részekről történő szétválasztást a centrifugálás (6000 g) végzi, melynek hulladéka a dobiszap. Ezt rendszerint a előhűtés, majd tározás követi. Nagyobb üzemek esetében a hűtés előtt mérsékelt hőkezelés (63-65 °C, 15 sec) történik a tartósabb, néhány órától több napig történő, feldolgozás előtti tárolás biztonsága érdekében. A pasztörözés a tej mikroorganizmusainak megfelelő elpusztítását, vagy szükséges szintre történő csökkentését szolgálja. Régebben a tartósabb hőkezelés volt általános (63 °C, 0,5 óra), napjainkban rövidebb, nagyobb hőmérsékletű hőkezelések (72-75 °C, 15 sec, vagy 135-150 °C, 3-5 sec) a népszerűbbek. A tejsír elválasztása nagy hatékonyságú centrifugálással, szeparátorokkal történik. A további feldolgozásnál a különböző termékek összetételének beállítása a két frakció (sovány tej és tejszín) keverésével történik. Az alapanyagok és termékek állagának egységesítésére, a tejkolloid stabilitásának növelésére a keverékeket nagy mechanikai nyíróhatást biztosító homogenizátorban kezelik. A levegőbuborékok eltávolítása, a gáztalanítás a befejező lépés (Ketting 1977).

1.3.2. A fontosabb termékek előállítása és vízzennyezései

A legfontosabb céltermékek előállításának vázlatos menete az **1. ábrán** látható.

A sajtok előállításánál keletkező savó a tejfeldolgozás legjelentősebb környezetszennyezést eredményező hulladéka. Bár számos termék előállításának fontos alapanyaga, sőt közvetlen szárítása, porítása is gyakorlat, újrafelhasználásánál gondot jelent a viszonylag nagy sótartalma -12 g/liter-, ami közvetlen sűrítéskor tovább növekszik a termékekben. Viszonylag olcsó a tejszír szeparálása és a fehérjerész eltávolítása a savóból ultraszűréssel. A kinyerhető fehérje a sajtgyártásban hasznosítható (Mann 1973, Ryder 1980, Kjaergarden et al. 1988, Papachristou-Lafazanis 1996). A tej összes eredeti sómennyiségét tartalmazó laktóz-tejsav permeátum a savónál is értéktelenebb melléktermék. Szerves anyag tartalmának hasznosítása előzetes ioncserét, vagy elektrodialízist igényelne. A sómentes kristályos laktóz előállításának költsége azonban jelenleg még a piaci árban semmiképpen nem realizálódható (Kosaric-Asher 1982, Hoogstraten 1987, Markóné-Monostory 1995).



1. ábra A tejipar főbb termékeinek előállítási lehetőségei

A tej feldolgozásánál keletkező savó az alapanyag (nyers tej) összes térfogatának mintegy 80-90%-a. Az alapanyag eredeti szárazanyag-tartalmának azonban csak mintegy 40%-át tartalmazza (Papachristou-Lafazanis 1996). A savóba kerül a laktózon túl a tejfehérjék mintegy 20%-a is. Ez a rész nyerhető ki a savóból az ultraszűréssel. Bár mint részleteztem, a savó további feldolgozása esetenként gazdaságtalan, gondot jelent, eredeti formájában mint tápanyag, sertések és borjak etetésénél kitűnően hasznosítható (Molder et al. 1980). Erre azonban csak részben kerül sor. Oka az állattartás tejfeldolgozással párhuzamos iparosodása. A két iparág tevékenységének összehangolása, a melléktermék újrahasznosításának megfelelő ütemezése sokszor megoldhatatlan. A savó mindenkor értékesítését a regionálisan kialakuló termelési együttműködések és piaci viszonyok alakítják. Egyéb közvetlen felhasználása hidrolízis és fermentáció révén lehetséges (Holder-Shewards 1976, Hang-Woodams 1981, Barnet 1982, Demott 1982, Ghaly-Singh 1985, 1989, Ghaly-El-Taweel 1995, Ben-Hasan Ghaly 1995).

1.3.3. A tejfeldolgozás termelési vesztesége, környezetszennyezése

Mint a tej feldolgozásából látható, szennyvizei higított tejnek, vagy tejtermékeknek tekinthetők, melyek kisebb mennyiségben felületaktív tisztító- és fertőtlenítőszeret, vízkezeléshez használt vegyszereket is tartalmaznak. A technológiai vizeken túl az üzemek szennyvizébe kerülnek a szállítóeszközök mosó-, öblítővizei, esetenként a gyakorlatilag tiszta hűtővizek, sőt esetleg az üzem szociális szennyvize is. Az utóbbiakat azonban rendszerint gondosan leválasztják a technológiai szennyvizekről. Nem is szokásos azokat tejipari szennyvíznek tekinteni. Ugyanez érvényes az üzem területén összegyűlő csapadékvízre is.

A szennyezés fő forrásai tehát a következők:

- a szállító- és tárolóedények öblítése, mosása,
- feldolgozó berendezések - szivattyúk, tartályok, hűtők, pasztörizáló, szeparátorok, reaktorok, porítók, töltőgépek, stb. - rutinszerű tisztogatása,
- termékváltások, kiszerelés elkerülhetetlen veszteségei,
- durva lebegő részek eltávolítása - dobiszap -,
- a savó és túró elválasztása,
- szárítás során történő termékletapadások lemosása,
- nyitott berendezések túltöltése,
- csővezetékek, csatlakozások csöpögése, elfolyásai,
- meghibásodások a kiszerelésnél, géphibák, csomagolás sérülése,
- megromlott termékek visszaszállítása, visszáru,
- termékszállító eszközök külső szennyezésének tisztogatása - por, mezőgazdasági hulladék.

A vízelőkészítés és lágyvíz-előállítás, ioncsere vegyszerszükséglete rendszerint nem terheli a technológiai vizeket. Ezeket a vizeket semlegesítés után a kommunális, vagy a csapadékvíz vonalra vezetik el (Kis 1992, Christensen-Engelsen 1993).

Az elmúlt évtizedek során bekövetkezett alapanyag- és termékár emelkedés, a környezetvédelmi szigorítások, a szennyvíztisztítás költségének növekedése és az ipari tevékenység nagyobb termelőegységekbe koncentrálódása az alapanyag- és melléktermék-hasznosítás lényeges javulását eredményezte. A legnagyobb gond a savó sokoldalú felhasználási lehetősége ellenére ma is annak szennyvízbe vezetése.

A szennyezettség mérése

Az eltérő sebességgel bomtható, asszimilálható tápanyagok koncentrációjának, éppen a szennyvízösszetétel jelentős ingadozása miatt évtizedekig nem tulajdonítottak különösebb fontosságot a biológiai szennyvíztisztítás gyakorlatában. A közsatorna védelme céljából is csak a zsír-, olajtartalmat tekintették meghatározónak. A szerves szennyező anyagok koncentrációját, illetőleg az azzal jelentkező biológiai terhelést a kémiai, vagy ötnapos biológiai oxigénigénnyel jellemezték - KOI és BOI₅. Mellettük a lebegőanyag-tartalom, s a tisztíthatóság vagy tápanyagegyensúly beállításához fontos összes nitrogén - TKN - és összes foszfor koncentrációjának ismeretét tartották célszerűnek (Strom 1974, Harding 1974, Mortensen 1977, Werner 1978). A tejipari szennyvizekben a nitrogén és foszfor a szerves széntartalom mellett rendszerint az optimális biológiai lebontáshoz szükségesnél kisebb arányban van jelen. A tisztításnál keletkező szennyvíziszap ilyenkor felveszi a szennyvíz teljes nitrogén- és foszfor-

tartalmát. Talán éppen ezért csak a saját biológiai szennyvíztisztítóval rendelkező tejüzemek fordítanak figyelmet ellenőrzésükre, hogy hiányuk ne okozzon üzemeltetési problémát (Christensen-Engelsen 1993).

A szennyvízvizsgálatok az üzemeknél rendszerint pontmintákból történnek, mivel a minták biológiai stabilitása, szennyezőik folyamatos átalakulása a mérések gyors elvégzését igényli. A minták hűtése, lefagyasztása segíthet a tárolásnál (Cooper 1978, APHA 1980). Az is növeli azonban az analitika költségeit. A KOI meghatározása tekinthető a legáltalánosabb szennyezettség minősítésnek. A tejipari szennyvizek esetében igen fontos lenne a tejsír- és lebegőanyag-tartalom ismerete is. A KOI, a tejsír- és a lebegőanyag-tartalom mérésével az összes szerves szennyezettséget mutató KOI tejsír-, tejfehérje- és laktóz- hányada is számítható (Doedens 1981, Nysten 1981, Fülöp 1987). Ez hasznos információ a veszteség típusának (tejszín vagy savó) jellemzésére. A TKN mérése a fehérjevesztésre közvetlenül is felvilágosítást ad.

A BOI_5 mérésének túlzott időigénye és bonyolultsága miatt mindenképpen a gyorsabban, néhány óra alatt meghatározható KOI vált napjainkra a szennyezettség általánosan ellenőrzött mutatójává. 32 ország tejipari szennyvizeinek adatait összehasonlítva úgy találták, hogy a BOI_5 számítása a KOI alapján 15% pontossággal lehetséges. A két mennyiség közötti összefüggésre a következő egyenletet találták megfelelőnek (Werner 1975):

$$\text{BOI}_5 = 0,375 \text{ KOI}^{1,077} \quad (1)$$

ahol a KOI bikromátos módszerrel mért érték.

Az összes szerves széntartalom /TOC/ mérése századunk hetvenes - nyolcvanas éveiben közkedvelt volt, később jelentős költségigénye miatt a szennyvíztisztításban visszaszorult. Nem kizárt, hogy a jövőben a TOC még hasznos eszköz lehet, elsősorban a biológiai tápanyag-felvétel sebességének gyorsabb követésére, annak ellenére, hogy a tápanyagfelvételt és adszorpciót csak együtt lehet vele minősíteni. Mérésének időigénye mindössze néhány perc. A tejipari szennyvizek szuszpenzióinál azonban mind a mintavételt, mind a műszeres mérést igen gondosan kell végezni. A rendszerint kis térfogatú /adott berendezésnél mindössze 50 mikroliter/ minta vizsgálata miatt a TOC esetében szükséges az eredményeknek jelentősebb szórása. A mintavétel és tartósítás a nagyobb mintatérfogatokat igénylő méréseknél is kritikus. A mérési eredmények automatikus átvétele üzemek vagy mérőhelyek között éppen ezért csak kellő kritikával lehetséges.

A tejipar alapanyagának vagy termékeinek szennyező hatása komponenseik megfelelő fajlagos mutatói ismeretében ma már azok összetételéből is számítható. A termelési veszteségek a szerves szennyezettséget illetően az üzemi technológiai víz szennyezésének 90%-áért felelősek - biológiai oxigénigény / BOI_5 -. A savószennyezés figyelembevétele nélkül az átlagos feldolgozási veszteség 0,5-5% közötti. A termékek összetétele alapján a termelésüknél keletkező szennyvizek minőségének közelítő számítása is igen egyszerű. Mivel a biológiai terhelést a már említett, egyszerűen és gyorsan mérhető paraméterekkel célszerű megadni, a BOI_5 , a KOI és a TOC értékekben mérhető szennyezettség átszámítását már évtizedekkel ezelőtt pontosították /**2. táblázat** /.

2. táblázat Különböző tejtermékek biológiai oxigénigénye (US EPA 1971) és kémiai oxigénigénye (IDF 1980).

Termék	BOI ₅ , mg / liter	KOI, mg / liter
Nyerstej	104 000	210 000
2%-os tej	100 000	
Soványtej	67 000	100 000
Tejszín	400 000	860 000
Tejföl	218 000	
Író	68 000	110 000
Savó	34 000	70 000
Fagylalt	292 000	
Joghurt	91 000	
Sűrített tej	208 000	

A szennyezettség BOI₅-ben, vagy KOI-ben történő megadása azért is általános, mert a szennyvíztisztítók tervezése évtizedekig kizárólag ezek alapján történt. A tej és tejtermékek BOI₅ és KOI egyenértéke összetételük függvénye. A szennyvíz összetétele, vagy BOI₅ -szennyezettsége az abba kerülő alapanyag és termékek mennyiségének függvénye. Ha a tej komponenseiből azok anyagmérlege alapján történik a szennyezés vagy szennyezettség számítása, azok fajlagos BOI₅ -egyenértékét kell figyelembe venni. A tejszír, tejfehérje, laktóz és tejsav megfelelő BOI₅ egyenértékei 0,89 / 1,03 / 0,65 / 0,63 kg BOI₅ /kg a felsorolás sorrendjében (Jones 1974).

Az elmúlt évtizedekben igen sok közlemény adott számot a KOI, TOC és BOI₅ arányáról mind a komponensek, mind az iparági szennyvizek tekintetében (US EPA 1971, Askew 1973 a/b, Cooper-Royal 1973, Strom 1974, Sorensen 1974, Strom-Solyom 1978, IDF 1981). Az egyes komponenseknél azok fajlagos mutatói, míg a termékeknél és a szennyvizeknél az aktuális összetételtől függő jellemzők veendőek figyelembe. A BOI₅ / KOI-arányok tejszír, kazein és laktóz esetében 0,79 / 0,46 / 0,53 (Jones 1974). Összevetve ezt a korábbi adatsorral megfigyelhető, hogy a tejfehérje ugyan nagy fajlagos biológiai oxigénigényt jelent, a lebontása igen lassú folyamat. Néhány termék és komponens jellemző adatai a **3. táblázatban** láthatók (Marshall-Harper 1984). A BOI₅ / KOI-arány kezeletlen tejipari szennyvíz esetében általában 0,5-0,7 közötti (IDF 1981). Ettől eltérő értékek egyéb, nem természetes, esetleg toxikus szennyezést valószínűsíthetnek. A TOC / BOI₅ és TOC / KOI-arány pontosítására lényegesen kevesebb vizsgálat történt.

3. táblázat Néhány tejipari termék BOI₅ /KOI és TOC/KOI-aránya.

Tejtermék	BOI ₅ / KOI	TOC /KOI
Nyerstej	0,69	
Soványtej	0,63	0,34
Író	0,66	
Savó	0,52	
Kazein	0,46	0,38
Laktóz	0,53	0,40
Savófehérje	0,23	
Tejszír	0,79	

1.4. A tejipari szennyvizek fajlagos mennyisége és átlagos szennyezettsége

A különböző termékek előállításának fajlagos vízigénye és vízszennyezése nagyságrendi eltéréseket mutat. Az egyesített üzemi technológiai szennyvíz szennyezettsége a keveredés és hígítás eredményeként jóval kiegyenlítettebb. Elsősorban a termelési szerkezettől és a termelés periodicitásától függ. Befolyásoló tényező az üzemméret, a berendezések kora, állapota, az üzem hulladék ellenőrzése /környezeti menedzsment/. Az egyes üzemszervezetekre jellemző adatok csakis mérésekkel határolhatók be. Az egyesített szennyvízre tájékoztató értékek lehetnek az Egyesült Államokban végzett igen széles körű felmérés átlagadatai, melyek a **4. táblázatban** láthatók.

Nagyon fontos üzemi jellemzők a fajlagos vízfelhasználás és az átlagos termelési veszteség (Askew 1973, WRC 1989, Strydom et al. 1993). Az első egységnyi mennyiségű - 1 m³ - alapanyagra, nyerstejre vonatkoztatva szokás megadni. Számszerűleg ez az Egyesült Államokban a 1960-as évek végén készült felmérés alapján átlagosan 2,4 m³ friss víz/m³ feldolgozott tej volt, de üzemenként igen széles tartományban változott (0,1-7,1 m³/m³). Az iparág gyakorlatában a fajlagos veszteségeket vagy az alapanyag, vagy egyenértéke százalékában, esetenként kg BOI₅ / m³ feldolgozott alapanyag mértékegységben adják meg. A hivatkozott felmérés szerint ez abban az időszakban az USA-ban átlagosan 5,8 kg BOI₅ / m³ feldolgozott tej volt, ugyancsak nagy szórással a különböző üzemeknél (0,2-7,1). 110 g BOI₅ / liter nyerstej fajlagossal számolva ez 52,7 liter nyerstej/m³ feldolgozott tej, vagy 5,27% nyerstej veszteség. Napjainkban a tejfeldolgozás vesztesége lényegesen kisebb, mint ahogy kisebb az üzemi elfolyóvizek átlagos szennyezettsége is.

4. táblázat A tejipari szennyvizek átlagos összetétele a hatvanas évek végén az Egyesült Államokban végzett széleskörű felmérés alapján.

Szennyezettség, mg/liter	US EPA 1971	Jones 1974
BOI ₅	2300	1885
KOI	4500	
Lebegő anyag	820	
Összes oldott anyag	2500	
Szénhidrát	520	522
Nitrogén	64	76
Foszfor mint PO ₄ ³⁻	48	50
Zsír	209	209
Kalcium	37	37
Nátrium	320	322
Kálium	70	67
Klorid	480	276
pH	7,5	7,5
Hőmérséklet, °C	35	35

Ha az így számított termelési veszteség 2-3% fölött van, bizonyosan jelentős a savó-elfolyás az üzemben. Ha az így számítható érték nagyobb, mint 4-5%, valószínű, hogy előzetesen elkülönített savó, vagy savó permeátum /zsír- és fehérjementesített savó/ is kerül a technológiai szennyvízbe. A fajlagos üzemi termelési veszteség számítása az elfolyóvíz KOI-értékéből is lehetséges, de ekkor a megfelelő KOI/BOI₅-aránnal előbb BOI₅ -veszteségre kell a KOI mennyiségét átszámítani. Az átszámolás a **3. táblázat** adatai szerint történhet.

Mivel 1 kg BOI₅ / m³ feldolgozott tej fajlagos szennyezés nagyjából 1% tej egyenértéknyi alapanyag-veszteséget jelent, a fajlagos vízfelhasználás és az elfolyó víz kg BOI₅ / m³ koncentrációban megadott szennyezettségének szorzata közvetlenül megadhatja a feldolgozó üzem alapanyagra vonatkozó százalékos termelési veszteségét.

$$\text{Veszteség} = k \frac{Q_{\text{szv}}}{Q_{\text{tej}}} c_{\text{szv}} \quad (\%), \quad (2)$$

ahol Q_{szv} a napi technológiai szennyvíz, m³ / nap,
 Q_{tej} a napi feldolgozott tej, m³ / nap,
 c_{szv} a szennyvíz szennyezettsége, kg BOI₅ / m³ ,
 k a szorzófaktor $100 / 0,104 \times 1000 = 0,96$

Hazánkban Szegő és munkatársainak 1981-es (1982 a/b) felmérése szerint a fajlagos alapanyag-veszteség 1,3-1,5% között volt. Ennek 45-50%-a volt szerintük a savó, 25-30%-a tisztogatásokból, 16-30%-a egyéb forrásból fakadt. A fajlagos vízfelhasználás 4,3 m³ friss víz / m³ feldolgozott tej volt, de ebből csak 2,5 m³ / m³ volt a technológiai vízfelhasználás. Az utóbbiak KOI-je 2500-3900 mg/liter, zsírtartalma 300-380 mg/liter között volt. Az előbbi megfontolások és a BOI₅ /KOI-arány alapján az adatok ellentmondóak. A minimális 2500 mg KOI/liter koncentrációval számítható 6,25 kg KOI / m³ feldolgozott tej termelési veszteség ugyanis 4,375 kg BOI₅ / m³ hasonló fajlagos értéknek felel meg, ami pedig 4%-os alapanyag-veszteséget eredményez szemben a megadott 1,3-1,5% értékkel. Feltehetően a termelési normákkal számították az anyagmérleget, ami igen nagy hibát eredményezett, igazolva Galpin-Parkin (1982) ugyanebben az évben Ausztráliában közreadott eredményeit.

Sokkal realisabbnak tűnnek az 1992-ben hivatalosan megjelentetett hazai iparági fajlagos vízfelhasználás és veszteség értékek (Kis 1992). Ez 1990-es felmérés alapján átlagosan 2,3 m³ technológiai víz / m³ feldolgozott tej fajlagos vízfogyasztást és 2500 mg KOI / liter technológiai elfolyó víz szennyezettséget adott meg. A termelési veszteséget ilyen fajlagosok mellett 1,5-2,6%-ra becsülte. A tejszír és tejfehérje jobb visszatartása egyébként a BOI₅ / KOI-arányt is csökkenti, s így az előző fajlagos adatokból 0,6 BOI₅ /KOI -aránnal számolva csak 3%-nyi fajlagos termelési veszteség adódik. Ez az adatsor is még mindig a felmérés elég nagy hibájára utal.

Más felmérés alapján (IDF 1981) a fajlagos vízfelhasználás még szélesebb tartományban ingadozik - 0,5-37 m³/m³ feldolgozott tej -. A nagyobb értékek feltehetően a hűtővizeket, kondenzvizeket, sőt talán az esővizet is tartalmazó egyesített üzemi elfolyó vizeket képviselik. A technológiai vízfelhasználás az IDF felmérésének időpontjára (1981) már nagyjából 0,5-2,0 m³/m³ fajlagos érték közé állt be. Az eltérések azonban országonként ma is jelentősek. A vízhiányáról, és ennek eredményeként kialakított fejlett szennyvíztisztítási technológiáiról közismert Dél-Afrikai Köztársaság átlagos fajlagos vízfelhasználása 1993-ban még 3,6 m³ / m³ feldolgozott nyerstej volt, ami egyáltalán nem kis érték (Strydom et al. 1993).

1.5. A tejipari szennyvizek jellemzőiből levonható következtetések

A biológiai és kémiai oxigénigény

A tejipari elfolyó vizek BOI_5 -szennyezettsége korábban mintegy tízszer nagyobb volt a kommunális szennyvizekéénél (Kearny 1973, Marks 1978, Doedens 1981 a/b, IDF 1981, Barnett et al. 1982, Pico-Groenewold 1984, Piccini-Ferrari 1987). Napjainkban a víz növekvő ára miatt a lakossági szennyvizek töményebbek, az ipari szennyvizek pedig a fokozott veszteségcsökkentés, hulladék-visszatartás miatt inkább hígulnak. Az elfolyó víz átlagosnál nagyobb szennyezettsége rendszerint a savó összegyűjtésének, feldolgozásának hiányosságaira, savó eleresztésére utal.

A tej és tejtermékek fajlagos biológiai oxigénigénye a **4. táblázatban** látható. Ki kell emelni, hogy a fehérjék, különösen a savófehérjék kivételével a tej szerves anyagai biológiailag igen gyorsan bomthatók. Gyors oxigénfelvételt eredményeznek mind a közcsatornában, mind a biológiai szennyvíztisztítóban. Az oxigénfelvétel kezdeti sebessége több, mint kétszerese a kommunális szennyvizek hasonló átlagos értékének (Strom 1974, Brown-Pico 1980). Az oxigénigény időbeni alakulása az alábbi képlettel írható le:

$$\text{BOI}_t = \text{BOI}_\infty (1 - e^{-kt}) \quad (3)$$

ahol BOD_t a t időpontig mérhető oxigénfelvétel,

BOI_∞ a teljes biológiai oxidációnál, azaz végtelen hosszú idő alatt mérhető oxigénigény,

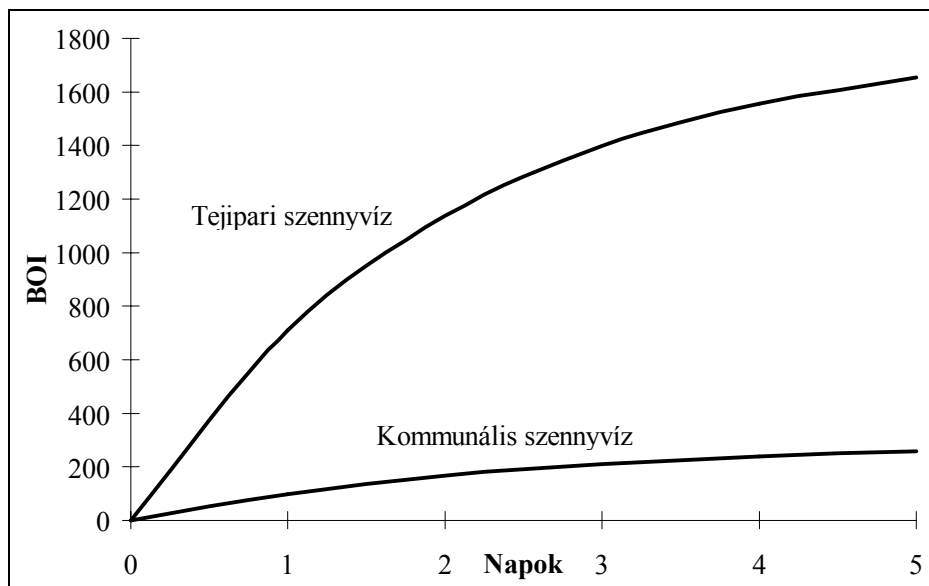
k a lebomlás sebességi állandója.

A k értéke Barnet és munkatársai laboratóriumi mérései alapján (1982) a különböző tejtermékekre ugyan valamelyest változó, de a savófehérjéket kivéve a kommunális szennyvizekéénél lényegesen nagyobb érték. Ezeket, valamint a kommunális szennyvíz megfelelő lebomlási sebességi állandóját az **5. táblázat** mutatja be.

5. táblázat A kommunális szennyvíz és különböző tejtermékek biológiai oxigén-felvételi sebességének állandója.
(Strom 1974, Brown-Pico 1980, Barnett et al. 1982)

Nyerstej	0,42
Sovány tej	0,39
Tejzsír	0,31
Savópor	0,51
Vegyes tejösszetevők	0,44 - 0,62
Kommunális szennyvíz	0,096

A fenti különbség Strom (1974) alapján a koncentrációkülönbséget is figyelembe véve még szembetűnőbb (**2. ábra**).



2. ábra A kommunális szennyvíz és a tejipari szennyvíz biológiai lebomlásának vagy oxigénfelvételének sebessége. (Strom 1974)

A tej komponensei közül a tejfehérje és a tejsír aerob lebomlása valamivel lassúbb a laktóznál. Hasonló a helyzet a szénhidrátok, zsírok és fehérjék lebomlási sebességét illetően az anaerob hidrolízis és fermentáció esetében is. Ez azért van így, mert az aerob bontásnál is a hidrolízis, bár ott az aerob hidrolízis a sebesség-meghatározó részfolyamat (Elefsiniotis 1993).

A tejsír tehát a tej közepes sebességgel, de a kommunális szennyvizek átlagos szennyezőinél gyorsabban lebomló komponense. Egyes kutatók véleménye alapján a közcatorna általa biztosított folyamatos beoltása is igen kedvező (Mendoza et al. 1996). Ugyanakkor a közcatorna-védelem szabályozásában több országban is, de hazánkban különösen uralkodik az a nézet, hogy a tejipari szennyvizek extrahálható zsírtartalma különösen veszélyes az aerob biológiai tisztításra. Magyarországon a közcatorna és szennyvíztisztító védelmét szolgáló szabályozás alig tesz különbséget a kőolaj, vagy szintetikus eredetű extrahálható termékek és a tejsír között. (Kárpáti et al. 1983, 1990b, Kirchner et al. 1996 a/b). A tejsír nem a biológiára veszélyes, hanem hirtelen kifagyása esetén a közcatornára, ahol túlzott mennyisége mechanikus eltömődéseket, csatorna dugulásokat okozhat.

Nitrogén- és foszforszennyezés

A tej és tejtermékek összetételéből adódóan, valamint a rendszerint nagyobb laktóz-, és tejsavvesztés hatásának eredményeként általánosan igaz, hogy a tejipari szennyvíz BOI_5 vagy KOI/N és BOI_5 vagy KOI/P -aránya a kommunális szennyvizekéénél nagyobb. Arányuk a hagyományos eleveniszapos és csepegtetőtestes tisztításban optimálisnak talált KOI/N és KOI/P -aránynál is nagyobb. A tejipari szennyvizek ezért viszonylagosan nitrogén-, és foszforhiányosaknak tekinthetők (US EPA 1971, Wheatland 1974, Stover-Mattock 1991, de Haast et

al 1983, 1984). A foszfor tekintetében azonban ma már nem ennyire egyértelmű a helyzet. A foszfortartalmú mosószerek gátlástalan használata a tejipari szennyvizeknél jelentős foszforszennyezést is eredményezhet (Wildret-Boehner 1990 a/b). A savó is elég számottevő foszforforrás, de ennek a C/P aránya kedvezőbb a kommunális szennyvizekéénél (Balatoni-Ketting 1981).

A hagyományos eleveniszapos és rögzített filmes nagy terhelésű tisztítóknál 1000 egységnyi KOI-ból, ami 650 egység BOI_5 -nek felel meg, mintegy 600 egység szennyvíziszap keletkezik. Ebben a nitrogéntartalom mintegy 8%, ami 48 egység, a foszfor tartalom pedig 2%, ami 10 egység. A biológiai lebontáshoz ennek megfelelően kerekítve a 100:5:1 KOI:N:P arány az optimális (WEF 1992). A **4. táblázat** adatai alapján megállapítható, hogy a tejipari szennyvizeknél a KOI/N és KOI/P arány 4500/64, illetőleg 4500/16. Ugyanez az arány átlagos kommunális szennyvizeknél 100/12, illetőleg 100/2. Az utóbbi szennyvizekben láthatóan a kívánatos, vagy kedvező nitrogén- és foszfortartalomnak a duplája van. Napjainkban a hulladék-visszatartás érvényesülése miatt a tejipari szennyvizekben a KOI szennyezettség ugyan inkább csak 2000-3000 mg/liter, a tejipar szennyvizei azonban még a 2500/64 és 2500/16 KOI/N és KOI/P-arány esetén is viszonylagosan nitrogén- és foszforhiányosak.

Téves az a vélemény, hogy a savó szennyvízbe engedésekor a KOI/N és KOI/P-arány kedvezőtlen értékeket is elérhet (Várkonyi et al. 1996). A savó KOI-je, ha abból a savófehérjéket ultraszűréssel nem távolítják el, 70-80 g/liter, míg nitrogéntartalma 1,25 g/liter körüli érték. A nitrogén mennyisége láthatóan a nyers savóban is kevesebb a biológiai tisztítás szempontjából optimálisnál, a fehérjék eltávolítása esetén pedig gyakorlatilag minimális. A savó permeátumának természetesen a KOI-je is kisebb, csak 40-45 g/liter. A vegyes (tejipari + lakossági) szennyvíz nitrogéntartalma jelentősebb savóeleresztés esetén is tehát csak 80-100 mg/ liter értékig nő. Ez a nagyobb KOI-nál nem okozhat kedvezőtlenül kis KOI/N-arányt (Perle et al. 1995, Orhon et al. 1993, Feofanov 1992). Ezt a nitrogénmennyiséget már a 2000 mg/liter KOI aerob eltávolításakor keletkező iszap felveszi, így a savószennyezés a nitrogéneltávolítás tekintetében nem okoz gondot.

A fehérjével érkező nitrogéntartalom növekedése egyébként sem jelent azonos arányú felvehető nitrogéntartalom növekedést, hiszen mint azt a **3. táblázat** mutatja, a savófehérjék a tej biológiailag legnehezebben, leglassabban hasznosítható komponensei. Ezek a savófehérjék is hozzájárulnak a tejipari szennyvizek biológiai tisztításánál oldott formában az elfolyóvízben maradó, tisztítási terméknek tekintett KOI szennyezettséghez (Kvalláné 1984, Orhon et al. 1987, 1993, Zamora-Lit 1996). Talán részben ennek a következménye, hogy a tejipari szennyvizek tisztításánál elérhető 92-95% KOI csökkenés a kommunális szennyvizek esetében elérhető 95-98%-nál érezhetően kevesebb (Surrampalli-Baumann 1986, 1992, Alvarez et al. 1996, Oláh et al. 1996). Ez azt is jelenti, hogy ha a nyers szennyvíz KOI-je 2000 mg/liter, a tisztított víz ugyanilyen mutatója ritkán csökkenthető 100 mg/ liter alá, ami a befogadó határértéke körüli érték. A tisztítandó tejipari szennyvíz szennyezettsége tehát ilyen értelemben /KOI-határérték elérése/ is gondot jelenthet az aerob biológiai szennyvíztisztításnak.

Hasonlóan gondot jelenthet a hagyományos típusú szennyvíztisztítás esetén a már említett nagyobb foszfortartalom eltávolítása. Anaerob/aerob ciklust tartalmazó, biológiai többlet-foszfor eltávolításra alkalmas technológiát célszerű ilyen esetben választani a tejüzemi szennyvíz tisztítására, amelynél a szennyvíziszap foszforfelvétele a hagyományosnak háromszorosa is lehet. Ezeknél azonban fokozott az iszapduzzadás lehetősége /ha nincs a rendszerben anoxikus szelektor /lásd később/, ami további üzemeltetési problémákat jelenthet.

Lebegő anyag

A tejfeldolgozás lebegő formájú vízszennyezői a tejsír és tejfehérjék (KOI-ben, vagy BOI₅-ben számítva átlagosan 85% - Kearny 1973). Ezek kolloid méretű lebegő részekként kerülnek az elfolyó vízbe, de abból koaguláció - flokkuláció következtében a tejsír kisebb-nagyobb része még az üzemben belül kiválhat. A részecskék inkább felúsznak, mintsem ülepednek, ezért vissza-tartásukra a tejüzemeknél általános a zsírfogók használata (Bartha et al. 1976, Horváth-Lesenyi 1986). A fehérjéknek csak igen kis része marad vissza a zsírfogókban, így a nitrogénszennyezés azzal nem csökken számottevően. Ugyanez igaz a foszforra is, hiszen az döntően Ca-kazeinát, Ca-foszfát formájában kerül a szennyvízbe.

A tej összetevőiből a fehérjék egy része szerves formában kötött kén szennyvízbe juttatását is eredményezi, melyek visszatartása a zsírfogókban a nitrogénéhez hasonlóan elhanyagolható. A szennyvíz berothadása esetén a kéntartalmú aminosavakból kiszabaduló kén az, ami kénhidrogén formájában a szaghatást, illetőleg biokémiai átalakulásai révén a betoncsövek korrózióját is eredményezheti.

pH és hőmérséklet

A tejipari szennyvizek kémhatása igen szélsőségesen változhat a savas és lúgos tisztogatások, CIP folyadék leeresztések eredményeként (pH=2-11). A savós szennyvizek pH-ja a tejsav következtében alacsonyabb. A savó pH-ja 4,3-4,5 körüli. Az egyesített szennyvizek a gyakoribb lúgos mosások eredményeként többnyire lúgosak. A lúgosság a kiegyenlítés során a biológiai folyamatok következtében csökken, sőt a pH savasba is fordulhat. Rendszerint a hazai szennyvíz kibocsátási határértékben rögzített pH=6,5 körül stabilizálódik (pufferhatás). Rövid távon azonban a közcsatornát gyakran érhetik a tejüzemekből szélsőséges pH-lökések (Ord 1974, Hemmings 1980, 1981, Bowie 1982, Gyulai 1985, Guzzela 1988, Raschke 1991).

Hasonlóan igaz a nagy ingadozás a hőmérséklet tekintetében is. A friss víz árának és az energia fajlagos költségének növekedése együttes hatása állandósítja az elfolyó víz hőmérsékletét. Az elfolyó víz hőmérséklete átlagosan 20-30 °C között várható, jellemzően a felső tartományában.

Időszakos vízhozam és terhelés ingadozás

A keletkező szennyvíz mennyisége a mindenkori termelési volumen függvénye. Igaz ez a műszakon vagy az egy napon belüli, de a hosszabb távú periodicitásra is. Néhány országban (Ausztrália, Új-Zéland) a termelés szezonális. Télen 2-3 hónapra szüneteltetik a feldolgozást, tavasszal pedig kiugró mennyiséget dolgoznak fel (Marshall-Harper 1984). Magyarországon ugyan kiegyenlítettebb a termelés, de a kecskeméti tejüzemi, valamint egy görög felmérés adatai Európában is jelentős szennyvízhozam ingadozást mutattak (Sütő 1996, Papachristou-Lafazanis 1996). A zalaegerszegi tej- és sajtüzem esetében ezzel szemben gyakorlatilag egyenletes a tejfeldolgozás és vízfelhasználás az év folyamán.

A tejipari szennyvizekről tehát összefoglalóan megállapítható, hogy mennyiségük és szennyezettségük sokkal szélsőségesebb, mint a lakossági szennyvizeké. Toxikus, bonthatatlan anyagokat ugyanakkor nem tartalmaznak. Koncentrációjuk lényegesen nagyobb, aerob biológiai bonthatóságuk jobb a lakossági szennyvizekéénél. Az esetükben jelentkező nagyobb kezdeti oxigén-felvételi sebesség túlzott részarányuk esetén a nem kielégítő levegőztető kapacitással rendelkező, vagy helytelenül tervezett kommunális szennyvíztisztítók üzemeltetését megzavarhatja.

1.6. A tejipari termelés hulladékcsökkentésének tendenciái

A tej drága alapanyag. Feldolgozási vesztesége nemcsak az alapanyag hasznosítását csökkenti, hanem jelentős szennyvíztisztítási költséget is jelent (Scheltinga 1972, Royal 1974, 1978, Harding 1979, Byrne 1987). Ennek megfelelően mindenféle költségoptimalizációs vagy hulladékkezelési, szennyvíztisztítási tevékenység a tejiparban a termelés ellenőrzésének, a veszteségek csökkentési lehetőségének a vizsgálatával kezdődik. A hulladékmegelőzési programok folyamatos aktualizálása ellenére (US EPA 1971, IDF 1980, Chambers 1980, Galpin-Parkin 1981, Hoo et al. 1991, COWIconsult 1992) a tejfeldolgozás termelési veszteségei napjainkban is jelentősek. Napjainkra a korábbi évtizedek feldolgozási vesztesége felére, kétharmadára csökkent, miközben az akkori fajlagos vízfelhasználásnak csak alig a felét engedheti meg magának az iparág (Kis 1992, Kiss 1993, Moller-Elbek 1993 a/b/c).

A termelési veszteséget a hetvenes-nyolcvanas évek fordulóján próbálták először az üzem elfolyó vizének mennyisége és szennyezettsége alapján ellenőrizni (Vandamme-Waes 1979, IDF 1980, Galpin-Parkin 1981). Galpin és Parkin (1981) részletes vizsgálatokkal bizonyították, hogy a tejfeldolgozás termékekből számított termelési vesztesége sokkal pontatlanabb, megbízhatatlanabb, mint az előző érték. Míg a fajlagos veszteségre a termelési mutatókból, mérlegekből az ellenőrzés során 200%-os hibalehetőséggel átlagosan 2%-ot kaptak, a szennyvíz mérési adataiból a 20%-os elemzési hibalehetőség mellett az 1,72%-nak adódott. Hasznosítva mások korábbi külföldi tapasztalatait (Looby-Kirsch 1991, Gémes-Rókus 1992) Magyarországon is készült hasonló felmérés a termelési veszteség pontosítására (Christensen-Engelsen, 1993).

A termelési veszteség műveletenkénti, vagy gyártósoronkénti ellenőrzése alkalmával mind az elfolyó vizek mennyiségének, mind szennyezettségének mérése rendkívül fontos. Hasznos lehet az egyes termelősorok vízfelhasználásának elkülönített ellenőrzése is, mert kiderülhet, hogy egy évek óta felderítetlen nyomócsőtörés miatt a vállalat vízfogyasztásának jelentős része egyáltalán nem is kerül be a termelésbe (Kiss 1993, Moller-Elbek 1993). A magyarországi tejüzemi gyakorlatban még az egyesített szennyvíz mennyiségének mérése sem jellemző, így ilyen problémák ki sem derülhetnek az üzemnél. A célnak megfelelő folyadék mennyiségmérő berendezések ugyanakkor már 15-20 éve nagy választékban beszerezhetők (US EPA 1973, Nielsen 1975, IDF 1980, Zall 1980, 1984).

A termelési veszteség forrásának pontosabb behatárolása az üzemben belüli feltáró vizsgálat feladata. Ilyen vizsgálatokat a hetvenes évek végén hazai szakemberek is végeztek (Szegő et al. 1982 a/b). Általánosan elfogadott, hogy az alapanyag-veszteség háromnegyede a gyártási, egynegyede a csomagolási műveletekből ered. Nagy részük visszavezethető a nem megfelelően képzett, ellenőrzött, vagy motivált munkaerőre, esetenként a berendezések műszaki állapotára és karbantartására, illetőleg az üzemeltetés és karbantartás szakembereinek kommunikációs hiányosságaira.

Különösen fontos lehet az úgynevezett melléktermékek vagy hulladékok, a forgalmazónál megromlott termékek (visszáru), a berendezéseknél történő túlfolyások és csöpögések, vagy egyéb elfolyások, az író és a savó, a tartályokban, csővezetékben maradt termékek és azok első öblítővizeinek valamilyen szeparált gyűjtése, újrahasznosítása. Ezek sok esetben állati tápanyagként értékesíthetők, ha összegyűjtésük, tárolásuk és felhasználásuk higiénés feltételei biztosítottak. A felsorolt hulladékok gondosabb összegyűjtésével, kezelésével jelentős mennyiségű termelési veszteség újrahasznosítása biztosítható (IDF 1980, Hiddink 1990, Hoo et al. 1991).

A vízfelhasználás ellenőrzése hasonlóan fontos eleme a hulladék csökkentésének (Hills 1978, Holstram 1978). A műszaki fejlesztés várható hatását tendenciájában Carawan és munkatársai (1979) elemezték, míg az oktatás célirányos programozására Carawan és Jones (1977) tett már két évtizeddel ezelőtt javaslatot. Az US EPA (1971) negyed százada azt prognosztizálta, hogy kitűnő üzemvezetés $0,5 \text{ m}^3 / \text{m}^3$ feldolgozott tej fajlagos frissvíz-felhasználás mellett $0,5 \text{ kg BOI}_5 / \text{m}^3$ feldolgozott tej szennyvízterhelést is biztosíthat. Ezzel $0,5\%$ alá kerülne a feldolgozás alapanyag-egyenértékben számítható vesztesége. Ez ugyan még ma is álomnak tűnik az Egyesült Államokban is, de Hollandiában a tejfeldolgozás szennyvízbe bocsátott összes szennyezés mennyiségét 1969 és 1981 között a 60% -os termelési volumen növekedés ellenére az 1969-es érték ötödére tudták csökkenteni (Baltjes 1980, Marshall-Harper 1984).

2. A tejfeldolgozásnál keletkező szennyvizek tisztítása

A tejipari szennyvizek elhelyezésének, tisztításának legkorábbi megoldása a mezőgazdasági hasznosítás, öntözés volt (Marshall-Parker 1984, Gouchet, 1987). A savó elöntözése, rétekre történő kihelyezése a korai időszakban a tejtermelésre leginkább szakosodott országokban vált gyakorlattá (Galpin 1981). Az öntözőrendszer kialakíthatósága, valamint a savó nagy sótartalma - 12 g/liter - az ilyen hulladék-elhelyezés meghatározó tényezője. Túlzott dózisok esetén az öntözés a talaj szikesedéséhez, károsodásához is vezethet (Ajmal et al. 1984).

A közsatornába történő bevezetés az országoként eltérő előírásoknak megfelelően már sok esetben komolyabb üzemi előtisztítást igényel (Wheatland 1974, Mann 1983, 1989, Pestal 1991, Henck 1993). Az „élővízbe” történő vezetés a jogszabályos korlátozás jelentkezésének pillanatától a tejfeldolgozó üzemektől is a lakossági szennyvíztisztításhoz hasonló, teljes biológiai tápanyag-eltávolítást követelt meg. A tejipari szennyvíz szerves szennyezettségének - KOI és BOI₅ szennyezettség - élővíz-határértékre történő csökkentése csakis aerob befejező biológiai tisztítással lehetséges. Fizikai-kémiai vagy anaerob biológiai módszerrel a kis molekulatömegű oldott szennyezők nem távolíthatók el a kívánt mértékben a tejipari szennyvízből (Cameau et al. 1996).

Az utolsó két évtizedben az előírások tovább szigorodtak. Azoknak az üzemeknek, melyek tisztított szennyvizeket élővízbe engedik, mindenképpen saját biológiai tisztítást kell kiépíteniük. Ha a tejfeldolgozó üzem közsatornába is vezetheti a szennyvizét, annak tisztítását a lakossági szennyvíztisztító is végezheti. Az utóbbiak tisztítási technológiai éppen a lakossági szennyvizek nitrogén- és foszforfeleslege, és a befogadók határértékeinek szigorodása eredményeként az utóbbi évtizedek során igen nagy átalakuláson, fejlődésen mentek át.

A tejüzemek termelése, szennyvíz- és hulladék-kibocsátása, mint azt bemutattam, csak az igen nagy kapacitású üzemeknél folyamatos. A szennyvíz kiegyenlítése a tisztítási költség csökkentésének egyik legegyszerűbb lehetősége. Gondot jelenthet azonban a szennyezők gyors biológiai átalakulása. A tejtermékekkel érkező mikroorganizmusok a szennyvízcsatornában és a szennyvízkiegyenlítő rendszerben megtelepedve folyamatos beoltást eredményeznek, ami az oldott komponensek közvetlen fermentációját, illetőleg a zsírok és fehérjék hidrolízisét, majd fermentációját azokban folyamatossá teszi. A tej fehérjéinek néhány aminosav összetevője ként tartalmaz, és bomlásakor kénhidrogén szabadul fel. Ez az egyéb kis molekulatömegű illó bomlástermékkel, savakkal kellemetlen illatot eredményezhet. Mivel ez mindenképpen kerülendő (szulfátkorrózió, szepikus szennyvíz), a kiegyenlítést csak rövidebb tartózkodási idővel, vagy levegőztetve célszerű végezni (Cooper 1974, Harper-Chambers 1975, Hemmings 1981, Rabilizirov-Feofanov 1981, Timofeeva 1992). Az utóbbi esetben a biológiai oxidációs folyamatok eredményeként az előbb említett folyamatokkal egyidejűleg az oldott szennyezések több-kevesebb része biomasszává, lebegő sejtanyagká alakulhat (Ferrando 1979, Cavagnaro-Kasubowski 1988).

Meg kell említeni, hogy a tej feldolgozásakor a technológiai víz mellett nagy mennyiségű, alig szennyezett hűtővíz, és kisebb mennyiségű szociális szennyvíz is keletkezik. A hűtővíz szerves szennyezettsége rendszerint alatta van a befogadó határértékének. A szociális szennyvíz ezzel szemben valamilyen kommunális tisztítóba történő bevezetést, vagy annak megfelelő tisztítást igényelne. Ha egy tejfeldolgozó üzem technológiai elfolyó vízének teljes biológiai tisztítására vállalkozik, a szociális szennyvizet is bevezetheti a tisztítójába. A szociális és technológiai szennyvíz keverékének kedvezőbb a tápanyag aránya, illetőleg a BOI₅:N:P-aránya, mint a két összetevőé külön-külön (Peacock 1977, Elkin 1984, Fang 1990). A tisztítás tervezésénél azonban ügyelni kell a szennyvíz előkezelésére. Ez a biológiai szennyvíztisztításra kedvezőtlen, már korábban is említett, alábbi hatásokat minimalizálja:

- a rendkívül ingadozó vízhozam és szennyezettség, (munkanapon belül, naponta és szezonálisan)
- az extrém hőmérsékletek és pH hatása,
- a lebegőanyag terhelés (tejzsír, túrórögök, ülepedő és felúszó részek),
- a tápanyag egyensúly zavarai (C:N és C:P),
- az igen nagy kezdeti oxigénigény.

Közcsatornába történő szennyvízbevezetésnél az előkezelés a közcsatornát védi a savas-lúgos behatások, és a szulfátkorrózió veszélye ellen. A szennyvízből kiváló tejzsír visszatartása a kiegyenlítés fontos feladata (Ord 1974). A csatornában kiváló tejzsír csőszűkületet, rothadó iszaptelepeket alkothat. Ezekben a telepeken az anaerob folyamatok eredményeként a fehérjéből kénhidrogén keletkezik. Ez a szennyvízből a gázfázisba kerülve a csatorna felső részén kondenzálódó vizes fázisba oldódik vissza. Ezen a csatornarészen a jó levegőellátottság eredményeként ugyancsak mikrobiális tevékenység révén kénsavvá oxidálódik és betonkorróziót okoz (Henze et al 1995). A tejipari szennyvizek esetében a csatorna eldugulása azonban csak elégtelen zsírviisszatartás, zsírfogás esetén képzelhető el.

A szennyvizek közcsatornába bocsátását éppen ezért országoként törvényes korlátozás védi. Hazánkban az 1976-os rendelkezések voltak az első korlátozó jogszabályok a közcsatornára. 1984-ben az előírásokat jelentősen módosították. Az utóbbi határértékei napjainkban is változatlanul érvényesek, csupán a bírságtételeket változtatta meg az 1994-es kiegészítő utasítás.

Az új vízgazdálkodásról született 1995-ös LVII. törvény jelezte az 1984-es rendelkezés (OVH 1984) határértékeinek módosítását, ami azonban már csak 1998-tól vagy azt követően lehetséges.

A jelenleg érvényes rendelkezés az egyes határértékek előírása mellett helyi szigorításokra is módot ad. A KOI -határérték túllépésének bírságolása tekintetében a rendelet nem egyértelmű. Olyan esetekben, ha az adott üzem anyagilag támogatja a lakossági szennyvíztisztító építését, a törvény lehetőséget biztosít a határértékek mérséklésére. Az elmúlt évtized műszaki fejlődésének, valamint a hazai szennyvíztisztítás gyakorlatában bekövetkezett változásoknak az eredményeként a hatóságok napjainkban egy-két esettől eltekintve a határértékek szigorítását gyakorolják.

A kommunális szennyvíztisztítóknál a tejipari szennyvizekkel biztosítható kedvező hatásokat, melyek az utóbbi időszak felismerései, ma még sem a tervezők, sem a hatóságok nem veszik figyelembe (Kárpáti 1996a, b). Az Európai Közösség /EK/ ajánlása szerint és számos nyugat-európai ország közcsatornába történő szennyvíz fogadásának szabályozásában a tejipari szennyvizek zsír- és KOI-koncentrációjának korlátozása már hosszú ideje nem gyakorlat (Morper 1986, Nagy 1995, Kirchner et al. 1996 a/b).

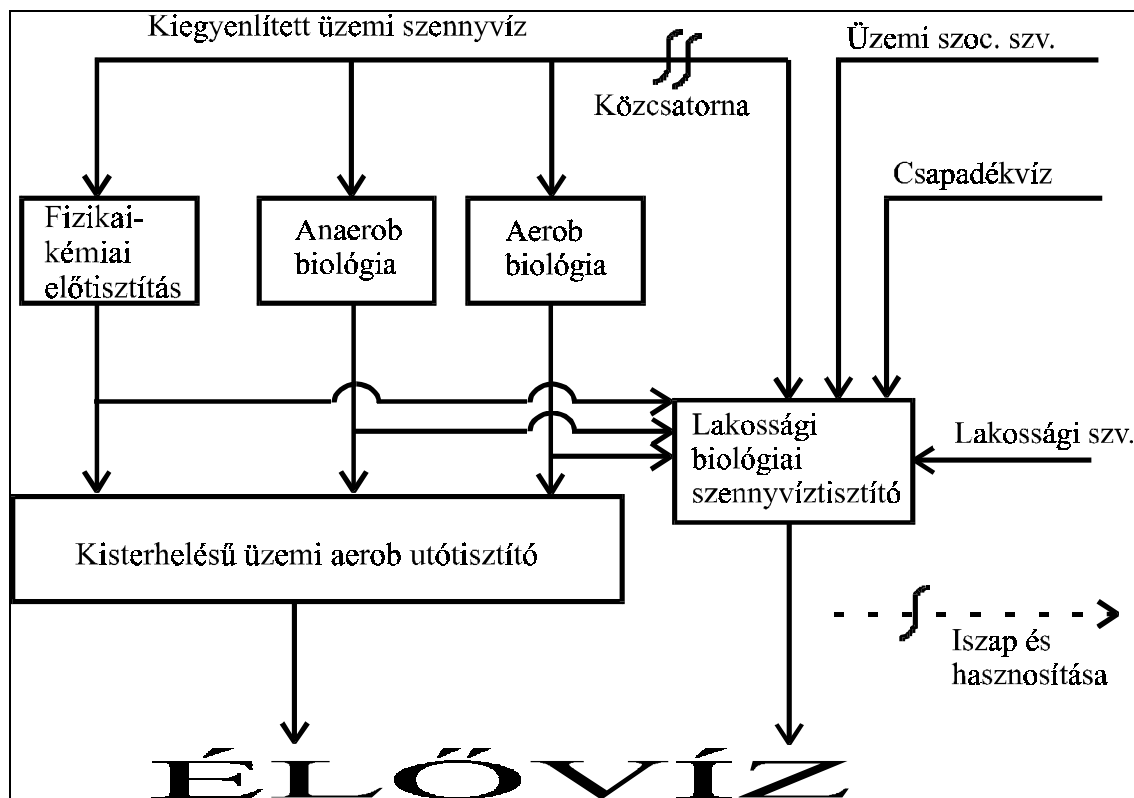
A korábban felsorolt problémák kiküszöbölése érdekében azonban elengedhetetlen követelmény, hogy a terhelésingadozás kiegyenlítésére a technológiai elfolyóvizek csak megfelelő mechanikus előtisztítás, átlagosítás után kerülhessenek előtisztításra vagy a lakossági szennyvízgyűjtő rendszerbe. Az üzemi szennyvíz előkezelés egyes lépéseit azért is érdemes külön részletezni, mert ezek a tevékenységek szennyvíztisztítási költségeit is jelentősen csökkenthetik. A kiegyenlítés, zsírviisszatartás / üleptetés képezik a tulajdonképpeni előkezelést.

A további előtisztítás, ha arra szükség van, az előkezeléshez hasonlóan az üzemen belül, vagy az üzemen kívül /higiénés előírások /, de ahhoz kapcsolódóan kell hogy történjen. Ilyen lehet a fizikai-kémiai lebegőanyag /kolloid zsír és fehérje/ eltávolítás, az anaerob, valamint a nagy terhelésű aerob biológiai előtisztítás. Az anaerob módszert savóval szennyezett tömény

szennyvizekre vagy savóra, a másik kettőt hígabb, de a közcatorna határértékét meghaladó szennyezettségű technológiai vizekre célszerű alkalmazni. Az anaerob és a nagyterhelésű aerob biológiai tisztítás igen sokféle lehet. Megkülönböztetésük a reaktorkialakítástól, valamint a biomassza állapotától függ.

Az aerob módszerek között ma már a klasszikus rögzített filmes és eleveniszapos megoldások (Doedens 1974, Werner 1975, Chambers 1975, Gallo-Stanford 1979) mellett a hibrid rendszereket, az úgynevezett elárasztott biológiai szűrőket is használják (Bull et al 1981, 1984, Delaplace et al 1990, Rusten et al 1993). Az előtisztítások szennyvizei az élővizekbe közvetlenül még nem vezethetők be, csak megfelelő aerob utótisztítás után. Ha az utótisztítás az üzemben belül történik, az ma még az esetek többségében eleveniszapos. A lakossági szennyvizekkel együtt történő utótisztításnál is ez a leggyakoribb megoldás. Az utótisztítás vagy akár a kiegyenlített, előtisztított üzemi szennyvíz tisztítása megoldható a lakossági szennyvizekével együtt is.

Egyetlen lépcsőben a koncentrált tejipari szennyvíz teljes biológiai tisztítása, mint arra már utaltam, nem biztosítható. Ilyenkor a tisztított víz jelentős mennyiségű, biológiailag lassan bomtható oldott anyagot, vagy bomlásterméket tartalmaz, ami csaknem lehetetlenné teszi a KOI -határérték alá csökkentését. A maradék oldott KOI-mennyiség 15-25 napos iszapkor között minimális, de nagy kiindulási szennyezettség esetén ez a minimum is a határérték fölött lehet. Több lépcsős vagy több iszapkörös rendszerek esetében kisebb tisztított elfolyó víz szennyezettség is elérhető. A tisztítás fajlagos költsége ilyenkor ugrásszerűen nő. A kommunális szennyvizekkel együtt történő tisztításnál azok lényegesen kisebb maradék szennyezettsége, illetőleg hígító hatásuk eredményeként, a határértékek kisebb fajlagos költséggel is elérhetők. A fentieknek megfelelően az előkezelést követő előtisztítás és befejező tisztítás a **3. ábra** szerinti kombinációkban lehetséges.



3. ábra A tejipari szennyvizek tisztításának lehetséges kombinációi.

2.1. A tejipari szennyvizek előkezelése

Kiegyenlítés

A elfolyó víz szennyezettség és kémhatás egyenletesebbé tételét szolgálja. Nagyobb biológiai tisztítórendszerek önmagukban is rendelkeznek komoly pufferkapacitással. Tejipari szennyvíznél a kiegyenlítő medence mindig hasznos a további tisztítás védelmére (Ord 1974, Synnott 1974, 1977, 1978). A szennyvíz átlagos hidraulikus tartózkodási idejét célszerű 4-6 órára tervezni. Hosszabb tartózkodás esetén levegőztetés szükséges, aminek $3-4 \text{ W/m}^3$ teljesítmény-igénye várható. A kiegyenlítő medencéből a felúszó és ülepedő részeket rendszeresen el kell távolítani. Az üzemeltetés egyszerűsítésére a kiegyenlítő medencéket esetenként zsírfogónak alakítják ki (Bartha et al. 1976).

A kiegyenlítő medence egyben a pH beállítására is szolgálhat (NaOH- vagy HCl-adagolás). Kénsav adagolása kedvezőbb ára ellenére sem ajánlatos a betonkorrozio veszélye miatt ($400 \text{ mg szulfát / liter}$ a hazai határérték).

Zsírfogás

A technológiai szennyvízbe minden óvatosság ellenére jelentős mennyiségű tejszír kerül. A tejszír 35°C felett folyadék, alatta kristályos, szilárd anyag. Nagyobb részecskéi kiválásra, felúszásra hajlamosak. Savasabb vízből kiválása gyorsabb, és nagyobb mennyiségű kazeinnel együtt történik.

$8,5$ -ös pH felett a NaOH elszappanosítja a tejszír egy részét, amikor is annak emulgeáló hatása miatt a lebegő részek kiválása csökken (Marshall-Harper 1984).

Általánosan elfogadott, hogy a zsírfogók esetében 1 méter mély, bukófallal ellátott, 20 perc körüli átlagos hidraulikus tartózkodási idejű medence megfelel a célnak (US EPA 1971, Bartha et al. 1976, Toókos 1982). Az oldott levegős flotációt a zsírfogásra ugyan általánosságban javasolják, a gyakorlatban azonban nem vált be (Kiss 1992). Vegyszer hozzáadása esetén a flotáció megfelelő lehet, de ekkor a tejszírral együtt a kazein nagy része is eltávolításra kerül (Toókos 1982, Tabakov-Kárpáti 1984). Ez a megoldás már nem tekinthető egyszerű zsírfogásnak, hanem fizikai-kémiai előtisztítást jelent, amit a megfelelő későbbi fejezet tárgyal.

Forró vizek elkülönítése és a tápanyag-egyensúly

Ez korábban a biológiai rendszer mikroorganizmusainak védelme miatt volt fontos. Ma a drága energiaárak mellett az üzemek a meleg vízből a benne rejlő energiát maximálisan igyekeznek kinyerni, így a tejipari szennyvizek hőmérséklete folyamatosan csökken. A szennyvizek viszonylagos nitrogén- és foszforhiánya ha szükséges, ammónium-szulfát és trisó (Na_3PO_4) hozzáadásával kompenzálható (Wheatland 1974, De Haast et al. 1984).

2.2. A tejfeldolgozásnál keletkező szennyvizek tisztítása

A legtöményebb hulladékot, a savót mindenképpen célszerű szeparáltan elhelyezni vagy hasznosítani (állattetetés). Öntözésnél a tömény savóból csak viszonylag kis dózis kihelyezése lehetséges, célszerűbb a savó előzetes hígítása a többi, kisebb szennyezettségű technológiai, esetleg hűtővizekkel.

A fizikai-kémiai előtisztítást a tejipari szennyvizeknél a műszaki fejlődés korai időszakában valamennyi tejtermelő országban kipróbálták. Komolyabb jelentőségre talán sehol nem tett szert. Még mielőtt alkalmazták volna, a zsírvisszatartás érdekében fogatosított egyéb intézkedések szükségtelenné tették. Alkalmazása csak akkor lehet indokolt, ha a szabályozási rendszer vagy a körülmények szerencsétlen összejárása a közcatornába történő elhelyezést lehetetlenné teszi.

A biológiai módszerek közül az anaerob tisztítást 2-3 évtizede a tejüzemek többsége még célszerűtlennek tartotta (Mechsner-Wuhrmann 1974, Toogood 1979, Bough-Swientek 1980, Varma-Chawla 1981). Az utóbbi másfél évtizedben bebizonyosodott, hogy a nagy szerves-anyag-tartalmú, savóval dúsított szennyvizek és a savó esetében is, mint szennyvíz előtisztítás, a jövő legígéretesebb megoldása.

Az elmúlt évtizedek során az aerob szennyvíztisztítási módszereknek is számos változatát próbálták ki a tejipari szennyvizek előtisztítására, vagy „élővíz” határértékre történő tisztítására. Az ilyen típusú tisztítás azonban a feldolgozó üzemeken belül, vagy azokhoz kapcsolódóan visszaszorulni látszik. Ennek oka részben az üzemek higiénés követelményrendszere, részben pedig az, hogy a kommunális tisztítás is hasonló technológiákat alkalmaz, így a tejipar szennyvizeinek fogadására, bértfeldolgozására tökéletesen alkalmas.

Az aerob tisztítási megoldások közül mind a rögzített filmes, mind az eleveniszapos rendszerek legkülönbözőbb változatait építették ki mind a szeparált tejipari elfolyóvíz, mind a lakossági szennyvízzel kevert tejipari szennyvíz tisztítására. A régebbi, rosszabb oxigénellátással rendelkező eleveniszapos rendszereknél a fonalas mikroorganizmusoknak a tej rendkívül jól bontható tápanyagain történő elszaporodása következtében gyakran jelentkezett iszapduzzadás, ami üzemzavarokat okozott. Az utóbbi két évtized műszaki, technológiai fejlődése, a levegőztetésnél bekövetkezett minőségi változás ezt a problémát úgy tűnik teljesen kiküszöbölte (Wanner 1994). Talán ezért sem zárkoznak el napjainkban a kommunális szennyvíztisztítók a tejipar szennyvizeinek nagyobb részarányban történő fogadásától. A tejüzemek ennek megfelelően igyekeznek felszámolni saját aerob biológiai előtisztító rendszereiket, illetőleg alig építenek újabbakat. Teszik ezt azért, mert a higiénés előírások teljesítése külön gondot jelent ilyenkor az üzemeknek, hiszen az üzemtől csak jelentős távolságra építhetik ki az aerob tisztítóegységeket.

Általánosan Magyarországon is hasonló a helyzet. Az 1984-től érvényes közcatorna-határértékek azonban térségenként eltérő követelményeket támasztottak. A regionális környezetvédelmi felügyelőségekre és a helyi vízügyi hatóságokra bízták, hogy adott térségekben hogyan bírságozzák a tejipari üzemeket szennyvizeik határérték feletti extrahálható zsírtartalma és KOI-ben mérhető szennyezettsége után. Néhány üzemnél ez az előtisztítás megépítését létkérdéssé tette. A közcatorna KOI-határértékének túllépését, ami egyébként az ország csaknem valamennyi tejfeldolgozó üzeménél általános, csak a Nyugat-dunántúli felügyelőség bírságoolta a jogilag megengedhető szigorral. Az extrahálható zsírtartalom tekintetében már más felügyelőségek is kihasználták a büntetés lehetőségeit. Ennek eredménye lett a század 80-as éveinek első próbálkozásai után (Solymos 1978) több fizikai-kémiai tejipari szennyvíz-előtisztító megépítése (Kárpáti et al. 1990 a/b, Kis 1992).

Annak, hogy adott esetben egy tejfeldolgozó ne a kommunális tisztítóra bízva folyékony hulladékának feldolgozását, természetesen Magyarországon is az a meghatározója, hogy meg tudnak-e állapodni a költségek megosztásában. A megállapodást esetenként a központi szabályozás jogilag lehetetlenné teheti. Néhány esetben a közcatorna hiánya teszi szükségessé a szennyvíz üzemi tisztítását. A kommunális és tejipari szennyvíz együttes tisztításának,

kiépítésének kérdésébe a térségileg érvényes előírásokon túl ma már a helyi lakosság döntéshozó szervezeteinek is van beleszólási joga és lehetősége.

A felsorolt helyi eltérések eredményeként országonként a műszaki fejlődés és környezeti feltételek alakulása során eltérő tisztítási módszerek váltak időszakosan népszerűvé. Új-Zélandban célszerűnek bizonyult a tejfeldolgozó üzemek szennyvizeinek elöntözése. A korábban a csepegtetőtestes szennyvíztisztítást preferáló Angliában a váltakozó irányban áramoltatott, sorba kötött kettős csepegtetőtest, Nyugat-Európában az eleveniszapos teljes oxidáció volt közkedvelt.

2.2.1. Öntözés tejüzemi szennyvizekkel

A tejipar folyékony hulladékával történő öntözés igen célszerű lehet szárazabb éghajlati viszonyok esetén. A víz újrahasznosításán túl ilyen esetben a talajban a tej szennyvízbe kerülő veszteségeinek, szerves anyagának, nitrogén- és foszfortartalmának hasznosítására is sor kerül. A tisztítás biológiai talajszűrés, amely a szennyezőket részben biomasszává alakítva hasznosítja, részben a főleg ammónia- és foszfátmennyiséget időszakosan immobilizálja (Ghaly-Singh 1985, Kárpáti et al 1990 a/b, Hadjivassilis 1991).

Az öntözőrendszer kialakíthatósága, valamint a savó nagy sótartalma - 12 g/liter - az öntözés korlátozó tényezője (Schräle 1981, Ghaly et al. 1989). Az utóbbi túlzott dózisok esetén a talaj szikesedéséhez, károsodásához vezethet. A nagy legelőterületekkel rendelkező, tejtermelésre és tejfeldolgozásra szakosodott országokban, mint Új-Zéland és Ausztrália terjedt el a módszer (Parkin-Marshall 1976, Galpin 1981, Parkin 1983). Az előzőben a 70-es évek végén a tejfeldolgozás szennyvizeinek 51%-át hasznosították, tisztították így (Galpin 1981). Az Egyesült Államokban is népszerű volt korábban a módszer (US EPA 1971). Az üzemi szociális szennyvizeket az öntözésre kerülő folyadékok köréből ki kellett zárni.

A szennyvíz előkezelése az öntözésnél megegyezik a biológiai tisztítást, vagy közcsonnába juttatást megelőző kezeléssel. Megfelelő kiegyenlítés, semlegesítés, a kiváló zsír eltávolítása, lebegő anyagok kiülepítése ilyenkor is szükséges. A technológiai szennyvizet az előkezelést követően csővezetéken juttatják a megfelelő elosztó, permetező rendszerhez. Az utóbbit naponta üríteni, öblíteni kell, hogy az anaerob folyamatok beindulását meggátolják. Az öntözővíz berothadása savanyodást, kellemetlen szagot, s a felszín elárasztása esetén a növényzet gyors kipusztulását, kiegészít eredményezheti. A csővezeték öblítéséhez friss vizet kell használni.

Új-Zélandban a ciklikus öntözést előszeretettel végezték legelőterületeken (Watson et al. 1977). Egy adagban átlagosan 450 m³/hektár dózist helyeztek ki. Ezt is döntően a tavaszi, lak-tációs időszakban és az azt követő száraz nyári évszakban. Az évenként kijuttatott szennyvíz összes mennyisége átlagosan 500 milliméternyi éves öntözést jelentett (Parkin-Marshall 1976, Watson et al. 1977). A locsolás intenzitása a talaj vízelnyelő képességétől is függ. Ez igen eltérő lehet a talaj kötöttségétől függően. Új-Zélandban az átlagos gyakorlat 9 mm/óra volt.

Savóval történő öntözésnél célszerű az előzetes hígítás, de közlemények adatai szerint 100 m³ savó/hektár egyszeri kihelyezésig a fenti körülmények biztosításával a savó sem jelent gondot (Watson et al. 1977). A legelők öntözése rendszerint kéthetes ciklusokkal történt. Tömény, nagy sótartalmú anyagok, mint a koncentrált savó, vagy a CIP-rendszer mosófolyadék hígítás nélkül persze kiegészítheti a növényzetet, illetőleg a talajszerkezet szétesését is eredményezheti a nagy Na-Ca ioncsere következtében. Ezt mészhidrát adagolásával és a vizek hígításával igyekeztek kiküszöbölni (Schräle et al. 1981). A talajnál a tartós túlóntözés, túladagolás esetén kedvezőtlen tápanyag-kioldódás jelentkezik (Ajmal et al. 1984, Ghaly et al. 1988, 1989).

Megfelelően tervezett és üzemeltetett öntözés ugyanakkor a talajösszetételt, annak biológiai életközösségét is kedvezőbbé teheti (Mc Auliffe et al. 1979). Parkin és Marshall (1976) több éves legelőöntözés hatásának vizsgálatánál jelentős takarmányhozam-növekedést tapasztalt. Az adott területen az öntözés hatására az eltartó képesség 1,87 marha / ha értékről 2,42-re nőtt, miközben a tejzsírhozam is egyidejűleg emelkedett. A talaj túlzott sóterhelése azonban a talaj vízfelvevő sebességének csökkenését, súlyosabb esetben a fű kiégését okozta (Mc Auliffe 1982).

Az öntözésnek mindig közvetlenül a terület legeltetése után kell történnie, hogy a fertőzés veszélye minimális legyen. Az öntözés közegészségi biztonsága ilyen feltételek mellett megfelelőnek tűnt (Magnusson 1974, Mc Auliffe et al. 1979).

A tejipari szennyvizek öntözéses elhelyezésének másik formája a barázdás öntözés és szikkasztás. Ez a permetező öntözésnél egyszerűbben üzemeltethető, különösen télen. Lényegesen kisebb szivattyúzási energiát is igényel. Művelés alól felhagyott területeken, esetleg olasz nyárfás öntözőtelepeken különösen javasolható. Kisebb fajlagos területet igényel, mint a legelők öntözése. Esetében 2000-3000 mm/év folyadékterhelés is megengedhető. Hátránya, hogy a talajfelszín megújítása az eltömődés miatt időről időre szükségessé válhat, ami vagy a talaj átforgatását, vagy új árkok kialakítását igényli. Az öntözés történhet biológiai módszerrel előtisztított szennyvízzel is, amikor a talaj eltömődése nem fordul elő (Pickett 1988).

Tavas anaerob, vagy fakultatív előtisztítás kiépítéséről a tejipari szennyvizek esetében megfelelő talajviszonyok és hasznosíthatatlan területek esetén ugyancsak szó lehet. Ekkor természetes tisztulás következik be, melyet követően az így hasznosított területeken lényeges terméshozam-növekedés várható. Állandó üzeműre kiépített tisztítótavak működtetése kis biológiai terheléssel a nagy szabad területekkel rendelkező országokban lehet megoldás (Bradley 1983, Hansen 1985).

Szezonális öntözés a nyári csúcsideszakban a kommunális vagy ipari szennyvíztisztítók védelme érdekében is számításba jöhet. Tervezése a korábbiaknak megfelelő lehet, de esetenként a tankautós kiszállítás is szóba jöhet. A szállítóeszközök talajterhelésének minimalizálása fontos, hogy az öntözés kedvező hatását ne rontsa le egy káros hatású talajtömörítés (Cunningham et al. 1980, Kárpáti 1989c).

2.2.2. Anaerob szennyvíztisztítás

Ezt a módszert néhány évtizede még csak az aerob szennyvíztisztítás iszapjának feldolgozására használták (Mucsy 1993). A 70-es évektől indult kutatások, majd holland szakemberek átütő eredményei tették lehetővé a koncentrált élelmiszeripari szennyvizek ilyen feldolgozását (Lettinga 1979, Lettinga et al. 1980, Lettinga-Hulshoff-Pol 1991). A tisztítás végeredménye széndioxid és metán, s mellettük csak kisebb mennyiségű iszapmaradék keletkezik. Az anaerob előtisztítás nagyobb tejüzemek esetében különösen érdekes lehet, ha a befogadó, vagy szennyvíztisztító aránytalanul nagy bírságot vagy tisztítási költséget kér a töményebb üzemi szennyvízre.

A szennyező anyagok nitrogén-, kén- és foszfortartalma ilyenkor a vizes fázisba kerül, de az utóbbiak többértékű fémionokkal megfelelően immobilizálhatók (Hilton-Oleszkiewicz 1985, Koster et al. 1986). Az igazi problémát az anaerob megoldásnál a tisztított vízzel távozó ammónia jelenti. Eltávolítása ugyan kémiai módszerekkel is lehetséges (Sorensen-Jorgensen 1993), de azok fajlagos költsége messze meghaladja a biológiai nitrifikációét. Az anaerob módszerrel a tisztított vízben maradó szerves anyagok mennyisége is meghaladja az élővizek határértékét, amit azután célszerűen aerob utótisztítással csökkentenek a kívánt szintre

(Fjrostell 1981, Stover-Gonzalez 1985, 1987, le Hu et al. 1989, Kasapgil et al. 1994 a/b, Malaspina et al. 1995, Monruey et al. 1995). Az elfolyó víz nitrogéntartalmából keletkező nitrát redukciójához azonban a szerves tápanyag mennyisége ilyenkor már kevés (Comeau et al. 1996). Ezt külső tápanyag adagolásával, vagy a nyers víz egy részének az anaerob rendszer megkerülésével, a befejező tisztításnál történő felhasználásával lehet ellensúlyozni.

A metán hasznosítása esetenként a tisztítási költség megtérülését is biztosíthatja. Az átalakítás csak mezofil tartományban elég gyors, s ehhez az optimális, 30-35 °C közötti hőmérsékleten kell üzemeltetni a rendszert. A keletkező metán csak akkor biztosítja az ehhez szükséges energiát, ha a tisztítandó folyadék bontható szervesanyag-tartalma elég nagy, KOI-ben mérve 4000-5000 mg KOI/liter fölött van. Ez a tejipari szennyvizeknél a már bemutatott tendenciák eredményeként elsősorban a savóra és a savóban gazdag elfolyóvizekre jellemző.

Több kutató vizsgálata alapján a tej komponensei közül a tejsav és laktóz fermentációja igen gyors. A kazein bontásához a mikroorganizmusoknak kellőképpen adaptálódniuk kell, de azt követően az egyébként lassú hidrolízis néhány perc alatt lejártszódik. Az aminosavak bontása ezután már nem okoz nehézséget a savképző és metanizáló mikroorganizmusoknak. A tejszír a laboratóriumi vizsgálatok alapján ugyanakkor egyértelműen toxikus az utóbbi átalakításokat végző szervezetekre (Perle 1995, Chu et al. 1996). A gyakorlatban azonban a zsírleválasztás és egyidejű aerob hidrolízis során a tejszírok előbontása már olyan mértékben bekövetkezik, hogy elősavanyítóval rendelkező kétlépcsős rendszereknél a bomlástermékek már nem okoznak számottevő gátló hatást. A tisztítás tejipari szennyvizek esetében mindenképpen megoldottnak látszik (Hwu et al. 1996).

Az utóbbi évek vizsgálatai alapján a hígabb üzemi szennyvizek 25 °C körül történő előtisztítására is alkalmazható az ilyen módszer. A hígabb tejipari szennyvizek anaerob tisztításánál ugyanis éppen a hőmérséklet csökkentése jelenthet költség-megtakarítást. Ikonen és munkatársai (1985) a Taman-eljárást hasznosítva 20-25 °C között is 70-90% BOI₅ és KOI-eltávolítást értek el finn tejüzemeknél. A keletkezett 70% metántartalmú gázzal ezt a hőmérsékletet télen is biztonsággal tartani tudták. Viraraghavan és Kikkeri (1989, 1990) a különböző üzemeltetési paraméterek hatását vizsgálva alacsony hőmérsékleten /21°C/ a terhelés és pH ingadozásának hatását jelentősnek találta. A terhelhetőség lényegesen kisebbnek bizonyult, mint 30-35°C közötti hőmérsékleten.

A mezofil hőmérséklet-tartományban 10-20 kg KOI/m³ nap térfogati terhelésnél 70-80%-os KOI eltávolítás folyamatosan biztosítható /Ozturk et al. 1993, Kasapgil et al. 1994 a,b, Perle et al.1995/. Kaiser és munkatársai szerint (1994, 1995) termofil előfermentációt követően a metanizáció még hatékonyabb a tejemulzió anaerob feldolgozásakor. Ilyenkor 20 kg KOI/m³ nap terhelés semmiképpen nem okozhat gondot a rendszernek (Wirtz-Dague 1994, Kaiser et al. 1995, Sung-Dague 1995, Welper et al. 1996).

Az anaerob módszerek egyértelműen sokkal érzékenyebbek a terhelés és pH változására, mint az aerobok. Működtetésük ennek megfelelően nagyobb figyelmet, műszerezettséget, szabályozást igényel. A lebontás gyorsítható az egyes folyamatok, a hidrolízis, savanyítás, ecetsavképzés, metanizáció szétválasztásával. A tisztítás végeredménye a metán- és széndioxid-tartalmú fűtőgáz, és kisebb KOI-, valamint ammóniatartalmú tisztított folyadék. A savképzés ecetsavat és 3-4 szénatomot tartalmazó zsírsavakat is eredményez. Az utóbbiak, különösen a propionsav túlzott mértékű keletkezése a metanizációra kedvezőtlen. A pH megfelelő stabilizálása az ilyen tisztító rendszerekben, különösen a metanizáció részfolyamatánál elengedhetetlen.

A folyamatosan keletkező gáz tárolása és szakaszos hasznosítása ugyan a tejfeldolgozásnál nem jelent gondot, mégis megfelelő gáztároló kapacitás kiépítését igényli. A keletkező kénhidrogént szaga és egyéb hatásai miatt előzetesen el kell távolítani a gázból. Ezt szolgálja a már említett fém-só - általában vassó - adagolás a hidrolízisnél (Hilton-Oleszkiewicz 1985, Koster et al. 1986).

Kis kapacitású sajtüzemeknél az anaerob tisztítás különösen célszerű lehet, bár az így tisztított víz minősége rendszerint nem elégíti ki az élővíz-befogadók igényeit. Az anaerob tisztítás elfolyó vízének KOI-je mellett annak ammónia- és foszfátkoncentrációja is jóval a határérték fölött várható. Az utóbbit kevés vassó adagolásával, ami a keletkező szulfid megkötéséhez is szükséges, határérték alá lehet szorítani (Hilton-Oleszkiewicz 1985, Koster et al. 1986, BEAK Engineering Lt. 1986, Méndez et al. 1989). Mivel az anaerob rendszerek tisztított elfolyó vízének KOI-je és ammóniatartalma az élővíz határértéke fölött marad, az így előtisztított vizeket célszerű a közcsatornába vezetni, vagy az üzemben belül aerob utótisztítással szabadítani meg határérték fölötti szennyezettségétől.

A kísérleti technikában és az üzemi megvalósításokban az anaerob tisztítók széles választékát alkalmazták az elmúlt másfél évtized folyamán. Az első években a fluid és expandált ágyas változatokat próbálták a tejipari szennyvizekre adaptálni (Hickey-Owens 1981, Switzenbaum-Danskin 1982, Boening-Larsen 1982, 1983, Landine et al. 1985), majd a rögzített ágyas szűrők felhasználhatósága volt a vizsgálatok tárgya (De Haast et al. 1984, Backman et al. 1985, Cordoba et al. 1984, Bacman et al. 1985, Leloup et al. 1986, Sobkowicz 1986, Viraraghavan-Kikeri 1989, 1990). Végül a döntően oldott szénhidrátot tartalmazó cukor- és söripari szennyvizekre jól bevált lebegő iszapágyas /UASB = Upflow Anaerobic Sludge Blanket/ megoldásra váltottak át (Beckman 1985, Yan et al. 1989, Ozturk et al. 1993). Az anaerob szűrők, mint a laboratóriumi célra legegyszerűbb reaktorok ma is igen közkedvelt vizsgálati technikát jelentenek a kutatásoknál (Kasapgil et al. 1994 a/b, Kaiser et al. 1995).

A legutóbbi időszak fejlesztései az úgynevezett hibrid anaerob rendszerek (Malaspina et al. 1995, 1996, Ross-Valentine 1995, Strydom et al. 1995). Tapasztalataikat illetően a spanyolok, mexikóiak, az USA szakemberei és az olaszok is megfelelően nagy fajlagos térfogati kapacitásról és jó tisztítási hatékonyságról számoltak be. Különösen a savó tisztításánál igen jók a százalékos hatékonysági mutatók. Ennél a koncentrált anyagnál azonban a tisztított elfolyóvízben maradó szennyezettség 1000-2000 mg KOI/liter, ami csakis előtisztítást jelent. A tejszíros, fehérjés szennyvíz tisztítása már nehezekebb.

Az utóbbi évtizedben az anaerob tisztítás szakaszos betáplálású változatát is kipróbálták a tejipari szennyvizek tisztítására, talán éppen az ilyen aerob reaktorok kedvező eredményeinek a hatására. Az anaerob tisztítókra jellemző hatékonyság elérésére alkalmasaknak bizonyultak, de további előrelépésről a közlemények nem adtak számot (Barford et al. 1982, Lo et al. 1985, Eroglu et al. 1991, Dague, 1991 a,b, Sung-Dague 1992, 1995, Ndon-Dague 1994, Banik-Dague 1996).

Az anaerob tisztítók kiépítésében világszerte legnagyobb részarányt képviselő holland PACQUES cég feltehetően a viszonylagos bonyolultság következtében nem fektetett különösebben nagy energiát abba, hogy a tejipari szennyvíztisztításban is vezető szerepre tegyen szert. Az 1996 júniusában világszerte üzemelő 250 körüli anaerob üzeme közül, amely egyébként az összes akkor működő anaerob tisztító 38%-át jelentette, csupán 3 tisztított tejipari szennyvizet. Ezek csak 80-90% KOI-eltávolítást tudtak biztosítani (Lorx 1997). Mindez azt mutatja, hogy a közlemények adatai, eredményei egyelőre talán inkább csak az ideális körülmények között mért laboratóriumi, kísérleti vagy félüzemi eredmények, mintsem az ipari gyakorlat eredményeit képviselik.

2.2.3. Fizikai-kémiai előtisztítás

A módszer a szennyvizekben levő lebegő részek eltávolítására alkalmas. Ilyenkor a tejsír és a fehérje, valamint a kicsapószerrel függően a szennyvíz foszfortartalma is a csapadékba kerül. A háromértékű fémek /Fe, Al/ kationjai különösen alkalmasak a koaguláltatásra. Ezeket az ivóvíz előkészítésében is évtizedek óta használják derítőszerként. A fázissztétválás polielektrolittal gyorsítható. Ez azonban a keletkező iszap további vegyszerszennyezését eredményezi. A tisztítás fő problémája egyébként is az iszap elhelyezése, hasznosítása. Számos kísérlet történt szerves segédanyagokkal történő lebegőanyag-eltávolításra és a fehérjék és tejsír újrahasznosítására, napjainkig azonban egyik változat sem bizonyult realizálhatónak az iparágban.

Az ilyen tisztítási megoldásokat általában a biológiai módszereket megelőzően szokás ismertetni, mert célszerűen annak terheléscsökkentésére lehetnek alkalmasak. A tejüzemi szennyvizek esetében is ilyen céllal kerültek kipróbálásra. Ezért található ebben az esetben is az anaerob biológiai módszerek ismertetése után, s az aerob megoldásoké előtt. Időszakos hasznosításukat az indokolta, hogy az egyesített tejüzemi elfolyó vizekben a szennyező anyagok, vagy szerves anyagok mintegy fele - kétharmada, sőt a KOI- és BOI₅ -szennyezettségnek még ennél is nagyobb hányada lebegő állapotú (Askew 1973, Cooper 1977, Anderson 1974). Ilyenkor nem szükséges az egyébként is lebegő részeket drága, aerob biológiai átalakítással részben széndioxiddá, részben lebegő állapotú sejtanyaggá átalakítani, mert azok közvetlenül is eltávolíthatók a szennyvízből (Hamm et al. 1978, Toókos 1978, 1982, Kárpáti et al. 1983, 1985).

A tejipari szennyvizekből a lehűlés és tárolás során a zsírtartalom egy része lassan kiválik. A biológiai átalakulások ezzel egyidejűleg, hasonlóan folyamatosan következnek be. A mindenkori beoltás vagy visszaoltás eredményeként a laktóz tejsavvá alakul, ami a pH csökkenését eredményezi. Közelebb kerülve a kazein izoelektromos pontjához és részben átalakítva azok stabilizáló felületi rétegét, azok koagulációja, flokkulációja is nagyobb mértékben bekövetkezik. A zsír- és fehérjekiválás mértékét ennek megfelelően a biológiai átalakulás elmélyülése is befolyásolja (Fox 1975, Hemmings 1980, Doedens 1981). Egyidejűleg azonban a zsír- és fehérjerészek hidrolízise is bekövetkezik. Szerencsére a hidrolízis, különösen a fehérjék hidrolízise lassúbb (Elefsiniotis 1993, Rabinowitz, 1995). Ezért a szennyvíz kiegyenlítésének megfelelő átlagos tartózkodási idő alatt kevésbé jelentős. A tejsír és kazein döntő hányada tehát szervesetlen koagulánsok hatására kicsapódik és elválasztható a vizes fázistól (Simonini 1977a/b, Rabilizirov-Lisenkova 1980, Toókos 1983, Blanc-Navia 1990, Rusten et al. 1993).

A fázissztétválasztás klasszikus megoldása a flotálás. Ekkor a levegőbuborékokhoz tapadó csapadék igen gyorsan elkülöníthető a tiszta folyadék résztől (Czakó et al. 1983, Toókos 1983, Rusten et al. 1993, Kasapgil-Anderson 1994). A vegyszerfelhasználás optimalizálására az utóbbi években a keletkező iszap elhelyezési problémái miatt fokozott gondot fordítanak. A tejipari szennyvizek esetében az elektroflotálás mint egyidejű koaguláltatás és flotálás lehetősége már a 70-es évek közepén igen sok kutatást, vizsgálatot, szabadalmi bejelentést eredményezett (Stelmach et al. 1973, Anderson 1974, Lewin-Forster 1974, Lewin 1975, Prysazhuyuk et al. 1977).

A fizikai-kémiai előtisztítást ezzel együtt napjaink gyakorlatában csak akkor használják, ha valamilyen ok a közcsatornába bocsátandó szennyvíz zsírtartalmának, vagy BOI- / esetleg KOI- /szennyezettségének csökkentését szükségessé teszi. Magyarországon a közcsatornába történő

bevezetésre előírt extrahálható zsírtartalom határértéke volt ez az ok. A fizikai-kémiai előtisztítás a tejipari szennyvizeknél a zsírtartalom 95-98%-os, a lebegő, finom kolloid részek 80-90%-os eltávolítására képes.

A vegyszerek a szennyvíz oldott foszfortartalmának nagy részét is eltávolítják, mivel az alkalmazott vegyszerdózis rendszerint az ahhoz szükséges 5-7 mól Al^{3+} /mól P, valamint 3-5 mól Fe^{3+} /mól P dózisonál nagyobb. Ilyenkor a rendszerben kialakuló 5-6 közötti pH tartományban a foszfor 90-100%-a csapadékba kerül (Marshall-Harper 1984, Henze et al. 1995). Ezzel a szennyvíz nitrogén- és foszfortartalmának csaknem teljes az eltávolítása. Az ilyen előtisztítás után a szennyvízben maradó, döntően oldott komponensek ugyanakkor a lakossági szennyvízzel történő utótisztításnál igen kedvezően alakítják a tápanyag-egyensúlyt.

A 80-as évek fordulójától Bulgáriában Tabakov és munkatársai (1979, 1982), Németországban Klaus, valamint Kirst és munkatársai (1985, 1987) az egykori Szovjetunióban Feofanov és munkatársai (1977, 1979), Rabilizirov és munkatársai (1980, 1981, 1986), és Markhaszin és munkatársai (1988), Magyarországon Solymos (1978), valamint Tabakov és Kárpáti (1984) is beszámolt ilyen előtisztítók üzembehelyezéséről. Ezeknél az FeCl_3 vagy $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ adagolását követően elektroflotációs fázisszétválasztás biztosította a kellő hatékonyságot. A nyolcvanas évek második felében a viszonylag nagy fajlagos üzemeltetési költség és gyakori elektróda meghibásodások miatt az ilyen üzemek vagy az oldott levegős flotálásra tértek át, vagy az időközben kiépített, kibővített biológiai tisztítás vette át a szerepüket.

Askew (1973) és Cooper (1974) legkorábbi munkáit követően a tejipari szennyvizek koagulációjára az általánosan használatos vas- és alumíniumsókön túl igen sokféle szerves és szervetlen vegyszert ajánlottak, mivel az izoelektromos pont beállítása önmagában nem volt elégséges a jó fázisszétválasztáshoz. FeCl_3 használatát javasolták Tabakov és munkatársai (1979 a/b, 1982) valamint Rabilizirov (1981, 1986), sőt az utóbbi évtizedben Blanc-Navia (1991) és Rusten és munkatársai is (1993). Velük szemben Synnott (1974), Pompei-Riva (1976, 1979), valamint Solymos (1978) hatékonyabbnak minősítették az alumínium-szulfátot. A fázisszétválasztáshoz kedvező pH beállítására rendszerint kalcium-oxidot javasoltak, mint a legolcsóbb semlegesítőszert (Toókos 1983). Több kutató vizsgálta az égetett mész hatását is (Markhasin et al. 1981, 1988, Zharebtsov-Spirakova 1984).

Többen próbálkoztak polielektrolit jellegű, természetes eredetű készítmények felhasználásával a koaguláció, flokkuláció javítására. Becker (1978) keményítőszármazékokkal gyorsította a fázisszétválást az izoelektromos ponton történt koaguláltatást követően. Ross és munkatársai (1990) igen sok polielektrolit hatását vizsgálták a legkülönbözőbb koagulánsok mellett. Mások olyan illuzórikusnak tűnő adszorbensek hatását is vizsgálták, mint a természetes szervesetlen adszorbensek (Andreev-Obretenov 1977, Tarasevics 1980). Talán még ennél is érdekesebb, hogy japán kutatók éppen a tejipari szennyvizek biológiai tisztításánál keletkező iszapból történő polielektrolit gyártást javasoltak (Oda és munkatársai 1981).

Bough (1976, 1978) a halak kitin anyagából készített Citosan jó koaguláló, flokkuláló hatásáról számolt be üzemi kísérletek alapján. Sok kutató vizsgálta ezt a lehetőséget (Ross 1990, Klotek et al. 1994, Ordolf 1995, Omil-Morales 1996, Selmer-Olsen et al. 1996), üzemeltetésre azonban nem került sor. Hasonlóan járt a húsiparban bevált lignoszulfonátos módszer is (Askew 1973,

Hopwood 1972, 1980, Mortensen 1977, Sherman 1979). A szulfitcellulóz-gyártás hulladékából előállított segédanyagot a húsipari szennyvizek tisztításában a nyolcvanas évek fordulóján időszakosan több üzemben is felhasználták, (Hopwood 1980, Kárpáti és munkatársai, 1984), a tejipari szennyvizek előtisztításánál ez a kicsapószer nem vált be.

Hasonlóan kipróbálták komplexképző szerként a Na-hexameta-foszfátot is, de a kísérleti üzemi fázison ez a megoldás sem jutott túl (Hidalgo et al. 1973). Ez a vegyszer egyébként a húsipari szennyvizek előtisztítása esetében a lignoszulfonáttal szemben csak a kísérleti üzemi vizsgálatokig jutott. Hasonlóképpen csak kísérleti adatok állnak rendelkezésre az AQUATEAM által javasolt karbometil-cellulóz /CMC/ kipróbálásáról is (Rusten 1993). Más kutatók alginitből előállított komplexáló hatású algináttal próbálták a fehérjéket kivonni a savóból, és állati takarmányozásra felhasználni (Taha et al. 1995). A módszert olcsóbbnak találták, mint a fehérjék ultraszűrését.

A felsorolt komplexképzők közül nagyüzemi bevezetésre egyedül a lignoszulfonát került, de az is csak a húsiparban. Hamarosan kiderült azonban a vele előállított termékről, hogy igen kis részarányban keverhető csak az állati tápanyagokhoz, egyébként heveny hasmenést okoz azoknál. Talán ezért az LSA-t hasznosító üzemi előtisztítókat néhány éven belül leállították.

A szervetlen koagulánsok használata esetén keletkező iszap hasznosítása hasonlóan gondot jelent. Tápanyagként hasznosíthatatlan. Talajba történő injektálása ugyan megfelelő kalcium-adagolás után célszerű lenne, azonban a mészkőörleménnyel történő meszezés a mezőgazdaságban sokkal olcsóbb, mint a folyékony iszapok talajba juttatása. A víztelenítés eredményeként keletkező termék nagyon tapadós, kiszórása, földfelszínre juttatása nehézkes. Kihelyezése a fertőzésveszély miatt egyébként is kockázatos. A folyékony vegyszeres tejipari szennyvíz-iszap injektálása a talajba ugyanakkor a felszíni elhelyezéssel szemben szinte minden országban lehetséges, a mai technikai feltételekkel igen egyszerűen kivitelezhető. A tejipari szennyvizeknél nemcsak az előtisztítás vegyszeres iszapja, de a biológiai tisztításnál keletkező fölösiszap is igen kedvező összetételű (Pfendt-Jankovic 1983) a talajtápanyag utánpótlásra. Japánban az ilyen iszap kihelyezése egy üzemnél szárítását követően történik (Hayashi-Isioka 1978). A mészsizappal történő keverés ilyenkor is előnyös (Paulsrud-Eikum 1977, Kárpáti-Czoma 1990).

2.2.4. *Aerob tisztítás*

Mint már a fejezet bevezető része is utalt rá, ez az a módszer, amely a biológiailag megfelelően bontható szennyvizeknél általánosan alkalmas az élővíz határértékére történő tisztításra /rendszerint 10-20 mg BOI₅/liter , illetőleg 50-100 mg KOI/liter/. Ennek megfelelően mind a tejipari szennyvíz egyedi, mind a lakossági szennyvizekkel együtt történő tisztításra szóba jöhet. A két megoldást mégis külön kell tárgyalni eltérő szennyvíz koncentrációik és összetételeik miatt. A hazai gyakorlatban néhány kisebb vidéki üzem esetétől eltekintve a tejüzemi szennyvizek biológia tisztítása, vagy utótisztítása a lakossági szennyvizekkel közösen történik. A kísérleti rész ilyen jellegű vizsgálatai miatt ezt a tisztítási lehetőséget valamivel részletesebben ismertetem.

A szennyező anyagok /szerves C, N, P, S/ biológiai eltávolítása az ilyen tisztítórendszerben többféle mikroorganizmus csoport összehangolt tevékenységének eredménye. A lebontáshoz, átalakításhoz a legfontosabb segédanyag az oxigén. A keletkező termékek a gáz halmazállapotú széndioxid és nitrogén, a (C_a H_b O_c N_d P_e) összképlettel és iszapkortól függő C:N:P - aránnyal jellemezhető lebegő szilárd szennyvíziszap, valamint az oldott nitrát, szulfát és foszfát. Az utóbbiak közül a nitrát denitrifikációval nitrogénné redukálható, a foszfát fém sókkal

kicsapható, a szerves kénvegyületekből keletkező szulfát azonban rendszerint a tisztított vízben marad. Valamennyi folyamat biztosítása bonyolult biotechnológiai rendszer kialakítását igényli (Sedlak 1991, Daigger-Butz 1992, Dobolyi 1992, Fleit 1993, Kárpáti 1995b).

A századunk első felében megépült tisztítók az ilyen biológiai rendszer legelemibb, mégis meghatározó egységeit tartalmazzák. Eleveniszapos megoldásnál a levegőztetőt, utóülepítőt és iszaprecirkulációt, rögzített filmesnél a csepegtetőtestet és utóülepítőt. A mai üzemekben nemcsak a különböző reaktorzónák kialakítása vagy ciklikus üzemeltetése, tápanyagellátása a gyakorlat, ma már a két alaptípus kombinációjával kialakított, úgynevezett hibrid megoldások is üzemelnek. Mind a csepegtetőtestes, mind az eleveniszapos rendszerben az oldott és lebegő szennyezők jól szeparálható biomasszává, sejt és sejtfalanyaggá történő alakítása, majd elválasztása az ennek megfelelő két elkülönített tisztítási lépés.

A biológiai átalakítás mellett a szerves anyagok adszorpciója is fontos a tisztítás folyamatában. A tápanyagok sejtmembránon keresztül történő felvétele azok típusától függően vagy közvetlenül /oldott, kis molekulájú komponensek, oxigén, ammóniumionok, acetát, ortofoszfát, mikroelemek/, vagy előzetes adszorpció és extracelluláris átalakítás után lehetséges /nagy molekulájú oldott és lebegő szennyezések/ (Benedek 1989; Öllös 1992; Öllös 1993). Igen fontos az adszorpció a rögzített filmes rendszerek esetében is, melyek ugyan az utóbbi évtizedekben kicsit háttérbe szorultak az eleveniszaposakkal szemben, de különleges adottságaikat a legutolsó évek fejlesztései igyekeznek célirányosan hasznosítani.

Az eleveniszapos módszerrel történő BOI_5 -eltávolítás a század első évtizedeitől gyakorlat. A levegőztetés, majd fázisszétválasztás azonban a térben elkülönített változat mellett egyetlen térfogatban időben ciklizálva is kialakítható. Az ilyen megoldás a fejlesztés kezdeti időszakában, századunk elején is gyakori volt (Irvine 1989, Shin et al. 1992, US EPA 1992). Ezt a megoldást ma általánosan a Sequencing Batch Reactor /továbbiakban SBR/ megnevezéssel jelölik (Norcross 1992, US EPA 1992, Kárpáti 1995a). Tejipari szennyvizek tisztítására a 70-80-as évek fordulója körül próbálták ki először (Pankakoski 1978, Hung 1984). Napjainkban igen népszerűek azok a változataik is, amelyeknél a szennyvízbetáplálás, a levegőztetés, az ülepítés és a folyadéklevétel is ciklikus. A szabályozott levegőztetés önmagában nem tekinthető ciklikus üzemmódnak. A szabályozott levegőztetés nem levegőztetett szakaszokkal is váltakozhat, ami már ciklikus üzemmódnak számít. A bioreaktor, vagy reaktortér adott pontjain a környezeti feltételek a ciklikusan váltakozó üzemvitelnél, a folyamatos betáplálású, állandósult üzemállapotú rendszerekkel szemben ciklikusan változnak (Czakó-Miháltz 1993, Kárpáti 1995a).

A relatív iszapterheléssel valamennyi eleveniszapos rendszerrel a tisztítási hatékonyság lassan csökken. Már jóval ennek jelentkezése előtt leáll azonban a nitrifikáció (Öllös 1994, 1995). A nitrifikáció a vízhőmérséklet függvényében csak 0,15 - 0,25 kg BOI_5 / kg biomassza x nap terhelés alatt biztosítható. A lassabban szaporodó ammónia oxidáló /nitrifikáló/ autotróf mikroorganizmusok iszapból történő „kimosódása” csak ekkor akadályozható meg. Ez a BOI -fogyasztó heterotrófok szaporodásának visszaszorításával, a relatív iszapterhelés csökkentésével érhető el.

A befogadók nitrogén- és foszforlimitációja és a lakossági szennyvizek viszonylagos nitrogén- és foszforfeleslege az elmúlt két évtizedben igen bonyolult technológiai variációk kialakítását eredményezte (Öllös, 1991, 1994, 1995, Kárpáti-Monozlay 1995, Kárpáti-Rókus 1995/).

A bonyolult tisztítási technológiára a tejipari és kommunális szennyvizek vegyes tisztításánál is szükség van. A tisztán tejüzemi szennyvizeknél előfordulhat, hogy a keletkező szennyvíziszap a nitrogén teljes mennyiségét fölveszi, így nitrifikációra nincs szükség. Ilyenkor a relatív

iszapterhelés is nyugodtan növelhető, ha az oxigénellátás egyébként biztosított (WEF 1992, Henze et al. 1995, Henze 1996). Ilyenkor az anaerob-aerob ciklus azonban a teljes biológiai foszforeltávolítás érdekében még mindig szükséges lehet. Ennek érvényesítését az SBR-rendszerben az utóbbi években igen sokan vizsgálták (Dague 1991, Nyhuis 1993, 1994, Garcia et al. 1996).

Problémát jelenthet, hogy a tisztított vízbe kerülő maradó oldott szennyezettség a tejjipari szennyvizek tisztításánál nagyobb, mint a lakossági szennyvizek esetén (Orhon et al. 1993). Nagyon nagy tisztítandó szennyvíz koncentrációnál /túlzott tejjipari részarány/ ezért szükség lehet többlépcsős eleveniszapos rendszer kiépítésére is a kívánt határérték eléréséhez. Ez az előtisztítás nélkül érkező tömény technológiai szennyvizek üzemi tisztításánál korábban általános gyakorlat volt (Jones 1974). Többlépcsős megoldásnál az első lépcsőben a viszonylagosan nagyobb iszapterhelés tartható. Ezzel biztosítható, hogy a második, kis terhelésű lépcsőben mind a kisebb maradó KOI-szennyezettség kívánt eltávolítása, mind a nitrifikáció elérhető legyen. A két iszapkörös megoldások természetesen mindegyik lépcsőben utóülepítő kiépítését igénylik.

A szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztítók a folyamatos betáplálásúakkal gyakorlatilag azonosan viselkednek a relatív iszapterhelés vagy az iszapkor hatását illetően. Megfelelő nyersvíz-koncentrációnál mindegyik megoldás megfelelő lehet. Az SBR-megoldásoknál a többlépcsős tisztítás nem terjedt el (Irvine 1989; Norcross 1992; Shin et al 1992; US EPA 1992; Chambers 1993; Tam et al. 1994).

Az iszaphozam a tisztítótípus mellett a relatív iszapterhelésnek vagy az iszapkornak is függvénye. A tejjipari szennyvizek esetében az aerob iszaphozamot néhány napos iszapkor esetén 0,5 kg iszap szerves anyag / kg BOI₅ értéknek találták (Mayer et al. 1983, Orhon et al. 1993). Az iszap szerves anyagát annak 600 °C hőmérsékletig illékony részével definiálták (MLVSS = Mixed Liquid Volatile Suspended Solid). A lakossági szennyvizek esetében annak nagyobb bonthatatlan lebegőanyag tartalma következtében ez az érték 20-25%-kal nagyobb. Ugyancsak ismeretes, hogy az eleveniszapos tisztításoknál a keletkező iszap nitrogéntartalma az iszapkortól függően 6-8% (Sedlak 1991). Ugyanez az érték a hagyományos rendszerek iszapjánál a foszforra 1-2%, de a biológiai többletfoszfor eltávolítására kialakított technológiáknál 4-6%. A tisztítandó szennyvíz jellemzőiből tehát esetenként becsülhető a tisztított víz maradó NH₄-N - és foszfor szennyezettsége is. Denitrifikáló zónával ellátott tisztítók esetén hasonlóan kiszámítható a tisztítás után várható nitráttartalom is. Nagyobb gondot jelent a tisztítás után is a vízben maradó, igen lassan lebomló, oldott szennyezettség előrejelzése. Közelítő számítás ma már erre is lehetséges (Dang et al. 1989, Orhon 1993, Eckemfelder 1996). Az iszapkor túlzott növelése a rosszul bontható, oldódó mikrobiális termékek mennyiségének növelésével ismét a maradó KOI növekedését eredményezi (Oláh et al. 1996). Az ilyenkor várható maradó oldott KOI számítása ma még nem kidolgozott.

Az eleveniszapos rendszerek esetében az iszaprecirkuláció feltétele, hogy az iszap az utóülepítőben megfelelő sebességgel ülepedjen. Esetenként olyan iszap is keletkezhet, amely annyira laza szerkezetű, hogy a levegőztető medencében szokásos koncentrációban nem ülepedik, sűrűsödik hosszabb idő alatt sem. Az ok valamelyik tápanyag viszonylagos, vagy időszakos hiánya. Ilyen hiány a tejjipari szennyvizek esetében többnyire az állandó, vagy nem megfelelő kapacitással tervezett levegőztetés miatt /hirtelen fellépő oxigénhiány/ is elképzelhető (Adamse 1968). Az iszapduzzadás oka azonban a nitrogén hiánya is lehet. Túlzottan kis iszapterhelésű rendszereknél maga a szerves tápanyag hiánya is okozhat iszapduzzadást (Sezgin 1978, Palm et al. 1980, Jenkins et al. 1986)

Iszapduzzadás esetén az iszap a befogadóba kerülhet, s a levegőztető medencében ugrásszerű iszapkoncentráció-csökkenés következhet be. A rendszer tekintetében ez az egyik legteljesebb üzemzavar. A tisztító üzemvitele, hatékonysága ilyenkor csak hosszú idő múlva állítható vissza a normális állapotába (Albertson 1992, Grau-Wanner 1992, Wanner 1994).

A tejipari hulladékokon jól szaporodó gramm-negatív szervezetek jól ülepedő iszapot termelnek (EPA 1971, Adamse 1974, Harper és Chambers 1975, Goronszy et al. 1980, 1984, 1989a). Ezek azonban csak jó oxigénellátás és közepes fajlagos iszapterhelés esetén dominánsak a rendszerben. Ha viszonylagosan kevés a tápanyag, legyen az a szerves tápanyag, az oxigén vagy akár a nitrogén, a gramm-pozitív fonalasok szaporodása érvényesül, aminek eredménye az iszapduzzadás (Chambers 1975, Goronszy-Eckenfelder 1988a/b). Elkerülésére már a 70-es évek második felében megkezdtek a fajtaspecifikus mikroorganizmus koncentrátumokkal történő visszaoltást mind egyedi tejipari szennyvizek tisztításánál (Chambers 1975, 1981, Martin-Zall 1984, Tzeng 1985, Martin 1988), mind a lakossági szennyvízzel közösen történő tisztításnál (Schelling 1988, Yu-Hung 1991).

Számos kutató szerint a tejipari szennyvizek mind rögzített filmes, mind eleveniszapos tisztításánál a rosszul ülepedő iszap keletkezését a savó okozta. Többen ezt a savó kedvezőtlen BOI_5/N -arányának tulajdonították, holott az esetek többségében az a kedvezőnek vélt 100: 5 arány közelében volt. A savó fehérjei azonban a mikroorganizmusok számára igen nehezen hozzáférhetők, amit a savófehérje **3. táblázatban** látható kis BOI_5 / KOI -aránya igazol. A savó laktóz- és tejsavtartalmának gyors felvételekor áttételesen viszonylagosan nitrogénhiányos körülmények alakulhatnak ki. Felmerült korábban a savófehérjék és a sejtfal kedvezőtlen kölcsönhatása, a laktóz fermentációs termékeinek felvételi problémája, valamint a laktát inhibitor hatása is, mint a jelenség magyarázata. Bizonyítást egyik sem nyert (Marshall-Harper 1984).

Bizonyított viszont, hogy a levegőbevitelnek mindenkor biztosítani kell a szükséges oxigénellátást. A belépő szakasz levegőztetése a tej laktóz-, valamint a savó laktóz- és tejsavtartalmának igen gyors oxigénfelvétele miatt különösen kritikus. Számtalan levegőztető típust próbáltak ki a gyakorlatban. A durva buborékos levegőztetőket korábban a kisebb eltömődési veszély miatt kedvelték. Napjainkban a folyadéksugaras levegőztetés mellett a felszínen vagy fenék közelben elhelyezett függőleges tengelyű turbinákkal történő levegőbevitel, valamint lézerperforált gumi membrános, finombuborékos levegőztetés is általános. A vízszintes tengelyű, forgólapátos levegőbevitel idejétmúlttá vált. Az oxigénbevitel sebessége azonban a levegőztető típusán túl a reaktor kialakításának, keverésének, és a szennyvíz jellemzőinek (felületaktív komponenseinek) is függvénye. A savófehérjék lökésszerű terhelésnél ugrásszerűen ronthatják az oxigénátvitelt a víz-levegő fázishatáron, és erős habzást is okozhatnak (Wheatly et al. 1988).

Ma már közismert, hogy a szelektor elv, tehát nagyobb és kisebb relatív tápanyag-ellátottsággal rendelkező zónák (esetlegesen csőreaktorszerű áramlás) kialakítása fontos a fonalasok és flokkulátum-képzők egyensúlyának, kedvező biocönózis kialakításának (Goronszy-Barnes 1984, Wanner-Grau 1989, Wanner 1994). Az egyetlen, tökéletesen kevert levegőztető medencéből kiépített, minden pontján azonos körülményekkel, tápanyagkoncentrációval rendelkező rendszer kedvezőtlen. A korszerű kommunális szennyvíztisztításnál a nitrátredukciót végző elődenitrifikáló reaktorzóna is a fonalasok szaporodása ellenében hat, mivel a flokkulátum-képző heterotrófokkal szemben a fonalasok többsége a nitrát oxigénjét nem tudja hasznosítani. Ez úgynevezett anoxikus szelekciót tesz lehetővé az iszap-viselkedés kézbentartására (Grady-Lim 1980, Gray 1990, Grau-Wanner 1992).

Régebben hasonló szelekció érvényesült a nagy terhelésű, jó oxigénellátású rendszereknél (0,6 kg BOI₅ / kg iszap szárazanyag x nap terhelés fölött). Ekkor viszont az iszap habzása, illetőleg az úgynevezett pin-point flokkuláció, azaz a túlzottan tömör iszap-golyócskák kialakulása jelentett veszélyt. A fonalasok túlzott hiánya miatt az iszap szűrőhatása romlott, és a nagy mennyiségű finom kolloid iszaprészeketől a tisztított víz az ülepítés után is zavaros maradt (Sezgin et al. 1978, Palm et al. 1980).

A habképződés az EPA tanulmánya alapján a tejipari szennyvizek esetében egyértelműen a béta-laktoglobulinak, a savó egyik stabil fehérjekomponensének tulajdonítható, amelyet az eleveniszap mikroorganizmusai csak igen lassan képesek lebontani. Kis relatív iszapterhelés esetén hatása természetesen nem érvényesül. Wheatly és társai (1988), valamint Foot és társai (1993) véleménye szerint a felületaktív anyagok hatásait egyébként a tejipari szennyvizeknél technológiai módszerekkel alig lehet befolyásolni.

2.2.4.1. Elkülönített üzemi aerob tisztítás

Ez a tisztítás a **4. ábrának** megfelelően három változatot jelenthet. Az aerob tisztítás történhet anaerob vagy fizikai-kémiai előtisztítás után, valamint az előkezeletlen szennyvízzel is. Az első esetben a BOI₅-szennyezettség kicsi. A KOI is csak 400-600 mg/liter körüli, míg az ammónia-tartalom közelítőleg azonos az anaerob előtisztítás kiindulási alapanyagának TKN-tartalmával. A foszfortartalom attól függ, hogy az alapanyag fémtartalma /Ca, Mg/, valamint az esetlegesen H₂S -stabilizálás céljából a szennyvízbe adagolt fémsók /Fe vagy Al/ mennyi oldott foszfátot tudnak csapadékba vinni.

Anaerob előtisztítást követően a KOI:N:P-arány az aerob tisztítás szempontjából nagyon kedvezőtlen. Az aerob utótisztításánál a nagy NH₄-N -koncentráció a nitrifikációnál káros lesavanyodást, toxicitást is eredményezhet. A nitrifikáció szempontjából ugyan kedvező, hogy kicsi a tisztítandó szerves szennyezettség, de ugyanakkor a denitrifikációhoz már nem marad tápanyag a rendszerben, ami alkalmas szerves szénforrás /tápanyag - KOI/ utólagos hozzáadását igényli (Comeau et al. 1996). Az anaerob tisztítás elfolyó vizének üzemben belüli aerob utótisztítása tehát célszerűtlen. Egyszerűbb azt a lakossági tisztítóra bízni. A KOI/N és KOI/P-arányt ugyan annál is rontja, de a hígítás és a lakossági tisztító pufferhatása következtében lesavanyodás, toxicitás nem következhet be. Gondot jelenthet, ha a lakossági szennyvíz összetétele már önmagában is nagyon kedvezőtlen. Ez akkor fordulhat elő, ha egyéb nagy nitrogéntartalmú ipari szennyvíz is terheli ugyanazt a lakossági szennyvíztisztítót (Eckenfelder-Musterman 1995, Grau-Da-Rin 1996).

Mivel a savós technológiai víz anaerob előtisztítása után azt a többi tejüzemi szennyvízzel hígítva az elfolyó víz valamennyi paramétere a közcsatorna-határértékek alatt várható, ilyen megoldásnál csakis a közcsatornába vezetés javasolható. Ha erre nincs lehetőség, a nyers technológiai szennyvíz egy részét az aerob utótisztítás tápanyagaként kell felhasználni, különben az aerob utótisztításnál a denitrifikáció egyébként elégtelen lesz. Az eleveniszapos utótisztítás ilyen esetben egyébként egyetlen lépcsőben is megfelelő hatásfokot érhet el. Csepegtetőtest az utótisztításhoz csak akkor jöhet szóba, ha a nitráttartalom tekintetében a befogadónak nincs korlátozása. Ellenkező esetben a csepegtetőtest után több reaktorzónás, eleveniszapos utótisztítás /denitrifikáció/ is szükséges. Ez a csepegtetőtest kiépítését célszerűtlenné teszi. Az elárasztott rögzített filmes rendszerek legújabban kifejlesztett változatai a denitrifikációt is biztosíthatják. Ilyen megoldást javasolt tejipari szennyvizekre Loeffler és Tietz (1992), valamint Shimizu (1995).

A fizikai-kémiai előtisztítást követően az előtisztított víz nitrogén- és foszfortartalma a vegyszerek hatásának eredményeként rendszerint minimális. Az üzemi aerob utőtisztításnak csak a BOI_5 és KOI -eltávolítás a feladata. Ez könnyen biztosítható, ha előzetesen az optimális C:N:P vagy KOI:N:P -arány beállítása megtörténik. Az eleveniszapos vagy csepegtetőteszt tisztítás ilyenkor egyaránt megfelelő. Mindkét típus közepes terhelésre tervezhető /0,3-0,6 kg BOI_5/kg iszap szárazanyag x nap, illetőleg 0,5 - 1 kg BOI_5/m^3 x nap / (WEF 1992). A pontos tápanyagarány beállításának nehézségei miatt azonban ilyenkor is célszerűtlen az üzemi utőtisztítás. A fizikai-kémiai módszerekkel előtisztított szennyvíz KOI -je ugyan a közcsatorna-határértéket valamivel meghaladja, minimális nitrogén-, és foszfortartalma miatt, továbbá a kedvező szerves-tápanyag összetétele következtében, célszerűbb azt a lakossági szennyvízzel vegyesen tisztítani. Teljes tápanyag-eltávolítás igényekor a könnyen felvehető tejipari tápanyag kimondottan előnyös a biológiai tisztítórendszerben a biológiai többletfoszfor-eltávolítás, valamint a denitrifikáció fokozására.

A tejipari szennyvíz közvetlen aerob tisztításának a már említett két hátránya van. A nagy szennyezőanyag-koncentráció, valamint a terhelésingadozás függvényében könnyen előforduló iszapduzzadás. Az első miatt a relatív iszapterhelést kicsire, az átlagos hidraulikus tartózkodási időt nagyra kell választani. Ez egyben nagyobb iszapkört is jelent. Az utóbbiak viszont az iszapduzzadási hajlamot erősítik. Az iszapduzzadás kiküszöbölésének lehetősége csak a 80-as évekre tisztázódott megnyugtatóan, amikor az eleveniszapos rendszerek levegőztetése is biztonságossá vált. A 80-as évek végétől vált gyakorlattá a nagyobb szennyvíztisztítóknak az oldott oxigénkoncentráció szabályozása, tehát a levegőbevitel optimalizálása is. Ezek nélkül az időszakos oxigénhiány miatt kialakuló iszapduzzadás korábban nem volt kivédhető. A korábbi évtizedek tejipari szennyvíztisztítói a hagyományos teljes oxidációt, esetleg a csepegtetőteszt tisztítást választották, ezért igen gyakran szenvedtek az iszapduzzadástól (Byrne 1987, Goronszy-White 1989, Albertson 1992).

A tej komponensei mind az oldott, mind a lebegő részek a szennyvízből igen gyorsan és nagy hatékonysággal a biomasszához kötődnek. Ez részben adszorpcióval, részben komplexképzéssel történik. Az utóbbi elsősorban az oldott laktózra és tejsavra érvényes. A pillanat-szerű megkötés azonban a rendszer relatív iszapterhelésétől, valamint a biológiai folyamatokat befolyásoló egyéb környezeti tényezőktől is függ. A tápanyagok további átalakítása, oxidációja, asszimilációja a gyors kezdeti lépés után folyamatosan történik (Alvarez et al. 1996, Oláh et al. 1996). Adamse (1968) adatai szerint a fehérje bontása és beépítése minden esetben csak a laktóz teljes mennyiségének felvételét követően történik meg. A már új sejtekké alakult eredeti tápanyag a sejtek elhalásával, lízisével ismételen élő sejtek tápanyagául szolgál - endogén tápanyag-. Ez utóbbi oxidáció azonban lényegesen lassúbb, ilyenkor az oxigénfelvétel az asszimilációs szakasz oxigénfelvételének töredéke (Leonard-Rao-Bhamidimarri 1994).

A teljes lebontáshoz laboratóriumi mérések szerint az átlagos összetételű tejipari szennyvíz szerves anyagai esetében fajlagosan 1,25 kg O_2 szükséges minden kg szerves anyagra (Marshall-Harper 1984). Ennek 37,5%-a az asszimilációs, 62,5%-a a lényegesen lassúbb endogén fázisban kerül felhasználásra. Ez az arány közelítőleg egyezik a laktóz és lebegő részek arányával vagy azok BOI_5 -arányával, mégsem tisztán erről van szó, hiszen a különböző folyamatok az egyes tápanyagoknál eltérő sebességgel, így időben átlapolva jelentkeznek.

2.2.4.2. Rögzített filmes megoldások

Az eleveniszapos rendszerek mellett ez a másik, széles körben elterjedt aerob tisztítási mód. Biológiai folyamatai az eleveniszapos rendszerekéhez képest bonyolultabbak. A csepegtetőtest töltetének felületén megtapadó biológiai film mélyebb rétegeiben az anyagátadás lelassul, anaerob folyamatok is lejátszódnak. A tejipari szennyvizek jól immobilizálható tápanyagai esetében ez igen fontos szerepet tölt be. A mikroorganizmusok mellett gombák, protozoák, lárvák, legyek, kukacok képezik a felülethez tapadó biofilm életközösségét (WEF 1992).

A csepegtetőtestek régebbi típusai bazalttöltetűek voltak (Qirk-Hellman 1971, Antonie-Hynek 1973, Seyfried 1974, Johnston 1978). A korszerű csepegtetőtestek nagy fajlagos felülettel ($80\text{--}200\text{ m}^2 / \text{m}^3$) rendelkező műanyagöltetes rendszerek (Seyfried 1974, 1980, Harding-Hodge 1978, Hemmings 1980). Az utóbbiak méhsejt szerkezetűre kialakított csatornákat képező több méter magas tornyok, melyekre a nyers, vagy recirkulációval hígított szennyvizet forgó locsolókaros megoldással ciklikusan juttatják (WEF 1991).

A csepegtetőtestek rendszerint nagy terhelésű előtisztítóként üzemelnek a tejipari szennyvizek tisztításakor. A levegőztetés szabad-, vagy kényszerkonvekcióval történik. A ventilátoros levegőztetés már igényesebb és drágább megoldás. A folyamatosan vastagodó biofilm egy-egy részét a lecsurgó folyadék periodikusan leszakítja a felületről (film megújulás). A lemosott iszapot az utóülepítőben választják el. Recirkulációra mind a közvetlenül lecsurgó, mind a kiülepített vizet vissza lehet forgatni. Az ülepítő térfogatának csökkentése érdekében igen gyakran a csepegtetőtest alól közvetlenül viszik a folyadékot a nyers szennyvíz hígítására (Seyfried 1974, Lisenkova et al. 1981).

A tápanyag és biofilm kontaktideje viszonylag rövid, ami azonban a recirkulációval megnő. Az utóbbira az optimális nedvesítés és felület megújítás miatt is szüksége van. A gyakorlatban a kis $< 0,2\text{ kg BOI}_5 / \text{m}^3$ töltet térfogat/ és nagy terhelésű rendszereket egyaránt alkalmazzák. A tejipari szennyvizek tisztítására elsősorban Angliában az úgynevezett alternáló kettős szűrés terjedt el. A csepegtetőtesteket egyébként ebben az országban nagy előszeretettel építették ki a század elejétől a legkülönbözőbb szennyvizek tisztítására. Az alternáló kettős szűrő két sorba kapcsolt csepegtetőtest, melyeknél a folyadékfeladás irányát 7-15 naponként váltogatják. Ilyen értelemben a nagy és kis terhelésű csepegtetőtestek sorba kötéséről, illetőleg a ciklikus relatív tápanyagellátás váltásáról van szó (Forster-Johnston 1987).

Egylépcsős csepegtetőtest esetében a nitrifikáció érdekében kívánatos térfogati terhelés $0,2\text{ kg BOI}_5 / \text{m}^3 \times \text{nap}$ alatti. A nagy terhelésű egységek tejipari szennyvizekkel $0,6 - 0,9\text{ kg BOI}_5 / \text{m}^3 \times \text{nap}$ terheléssel és fokozott folyadékellátással üzemelnek a biofilm növekedésének célszerű szabályozása érdekében. Az alternáló kettős szűrők maximálisan $0,3\text{ kg BOI}_5 / \text{m}^3 \times \text{nap}$ terheléssel és $1\text{ m}^3 / \text{m}^2$ óra felületi folyadékterheléssel üzemeltethetők, miközben a befolyó nyers szennyvizet a víz recirkuláltatásával a feladás előtt $200\text{--}300\text{ mg BOI}_5 / \text{liter}$ koncentráció közé kell hígítani. A nagy terhelésű műanyagöltetes csepegtetőtestek Hemmings (1980) szerint egészen $3\text{ kg BOI}_5 / \text{m}^3$ nap terhelésig is üzemelhetnek előtisztítóként.

A csepegtetőtestek hatékonysága magasságuk növelésével javul, de műszaki okok miatt az elérhető magasság korlátozott. A felületi folyadékterhelés $1,4\text{ m}^3 / \text{m}^2$ óra körül optimális, és további növelésével a tisztítási hatások alig javítható (Wheatland 1974, WEF 1992). A tisztítás hatékonysága a BOI_5 eltávolítását illetően azonban az utóbbiaknál is 95% alatt maradt (Leloup 1986). A KOI csökkentésben még ennél is rosszabb a helyzet (Rogers 1993). A kevert ágyas rendszerek /eleveniszap és részben rögzített biomassza/ sem tudtak ennél jobb hatékonyságot elérni (Rusten et al. 1992).

Különösen a jól bontható tejipari szennyvizek esetében az elégtelen levegőellátás túlzott biofilm-vastagodást, a szabad térfogatok eldugulását, tócsásodást eredményez. Ennek kellemetlen szag és rossz tisztítási hatékonyság az eredménye. Bár a csepegtetőtestek üzemeltetése egyszerű, beruházási költségük igen számottevő lehet. A csepegtetőtestek ezen túl meg lehetőségen nagy szabad teret is igényelnek. Tejfeldolgozó üzemeken belüli kiépítésük a fertőzés veszélye miatt semmiképpen nem megengedhető. Nagy só- és laktózkoncentráció végzetes lehet a csepegtetőtest üzemeltetésénél. A szennyvíz minőségi kiegyenlítése a koncentráció és a pH miatt is fontos. A fixfilmes rendszerek másik csoportja, a forgótárcsás kontaktorok/ RBC/, hasonlóan előtisztító egységként került kipróbálásra (Antonie-Hynek 1973, Guzella 1988, Klimuk et al. 1991).

2.2.4.3. Eleveniszapos megoldások

A klasszikus eleveniszapos rendszert (levegőztető, utóülepítő és iszaprecirkuláció) az elmúlt évtizedek során mindenféle relatív terhelés mellett kiépítették a tejipari szennyvizek biológiai tisztítására. Oxidációs árkos, oxidációs tavas, teljes oxidációs rendszerek egyaránt üzemeltek, sőt az utóbbi időszakban az időben ciklikus folyamatokat biztosító, szakaszos betáplálású, utóülepítő nélküli megoldás (SBR) reneszánszát éli. Az eleveniszapos megoldásnál a mikro-organizmusok lebegő pelyhekben végzik a biológiai átalakítást (Sedlak 1991). A főlénszapot folyamatosan vagy ciklikusan veszik el további feldolgozásra. Az EPA (1971) felmérése alapján a tejüzemi eleveniszapos szennyvíztisztítók átlagos BOI_5 -eltávolítása az adott technikai szinten 86% volt. Az átlagos térfogati terhelés $0,46 \text{ kg BOI}_5 / \text{m}^3 \text{ nap}$, az átlagos iszapkoncentráció pedig $5,26 \text{ kg iszap szárazanyag} / \text{m}^3$ volt. Gondos üzemeltetés esetén azonban a tisztítás 90% fölötti BOI_5 -eltávolítást is biztosíthatott. Sajnos még ilyen fajlagos hatékonyság sem elegendő a rendszerint $20 \text{ mg BOI}_5 / \text{liter}$ körüli befogadó határérték eléréséhez, hiszen a tejipari szennyvizek átlagos BOI_5 -szennyezettsége $1000\text{-}2000 \text{ mg/liter}$ közötti, vagy azt meghaladó értékű.

Ezek a klasszikus eleveniszapos rendszerek a ma érvényes, lényegesen szigorúbb befogadó határértékeket képtelenek lennének teljesíteni. Mindenképpen csak előtisztítást jelenthetnének a lakossági, vagy üzemi előtisztítás előtt. Célszerű tehát többlépcsős tisztítást végezni, vagy egy nagy terhelésű biológiai részisztítás után $200\text{-}300 \text{ mg BOI}_5 / \text{liter}$ elfolyóval a második lépcsőben történő utótisztítást a kommunális tisztítóra átruházni. Ezért is vált elfogadottá, hogy a nagy terhelésű, eleveniszapos rendszereket, valamint a hasonló, rögzített filmes tisztítókat az üzemi szennyvíz-tisztításban előtisztítóként üzemeltessék. A második lépcső terhelése ilyen esetben egyébként sokkal kiegyenlítettebb lesz, ami az iszapduzzadás veszélyét gyakorlatilag kiküszöböli.

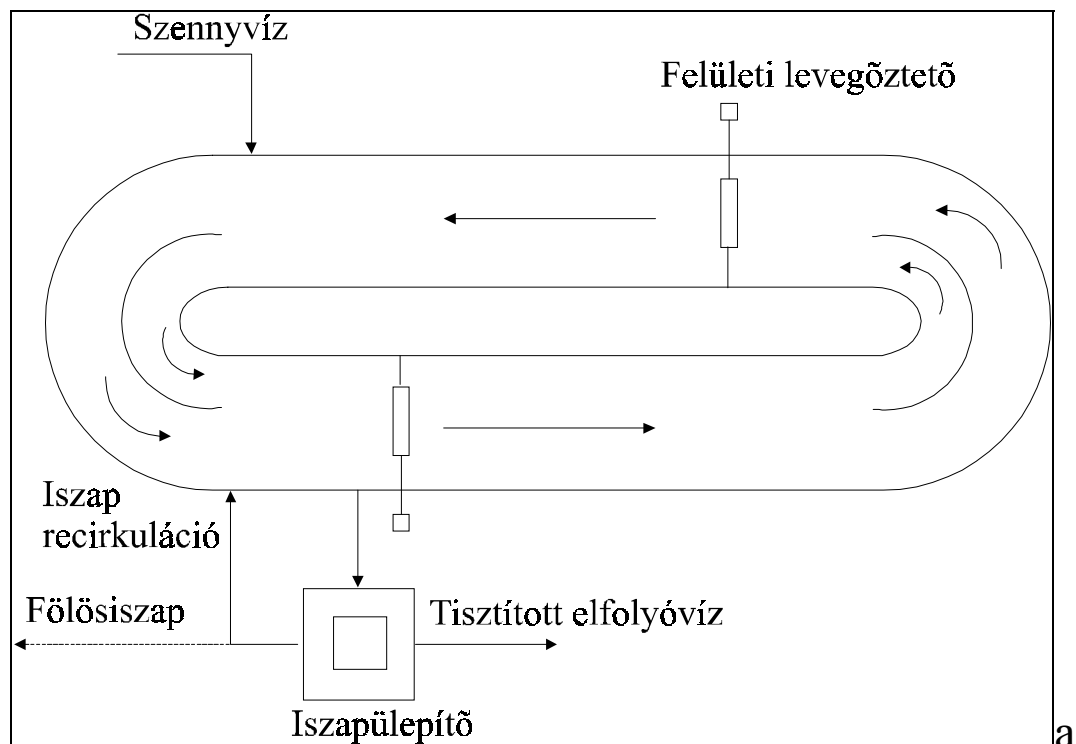
A tejfeldolgozás elfolyó vizeinek egy lépcsőben történő üzemi tisztítására a mai eleveniszapos rendszerekben átlagos koncentrációjú üzemi szennyvizek esetén mintegy $1,5\text{-}2,5$ napos hidraulikus tartózkodási idő (HRT) javasolható. Relatív biológiai iszapterhelésben ez $0,15 \text{ kg BOI}_5 / \text{kg iszap szárazanyag}$ értéket jelent a mintegy $3 \text{ kg} / \text{m}^3$ körüli általános iszapkoncentráció mellett. A nagy hidraulikus tartózkodási idő és tökéletesen kevert rendszer egyben a terhelés és pH fluktuációjának kivédését is szolgálhatja.

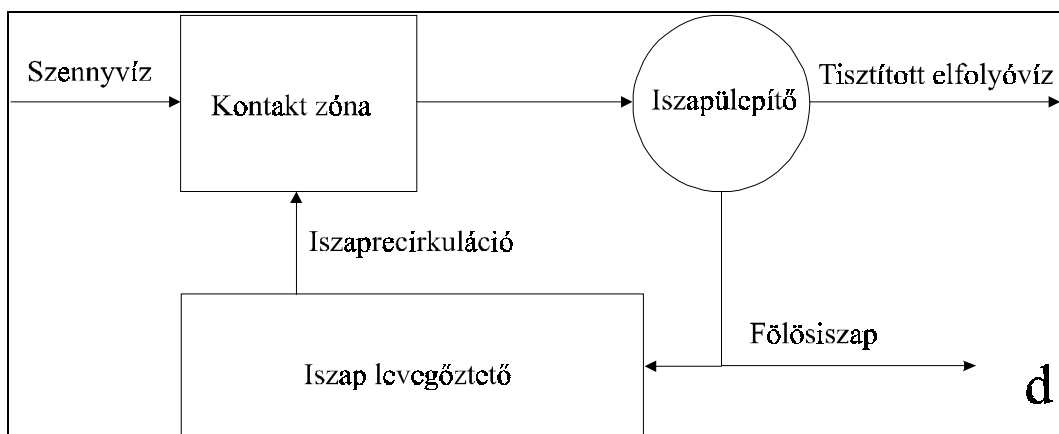
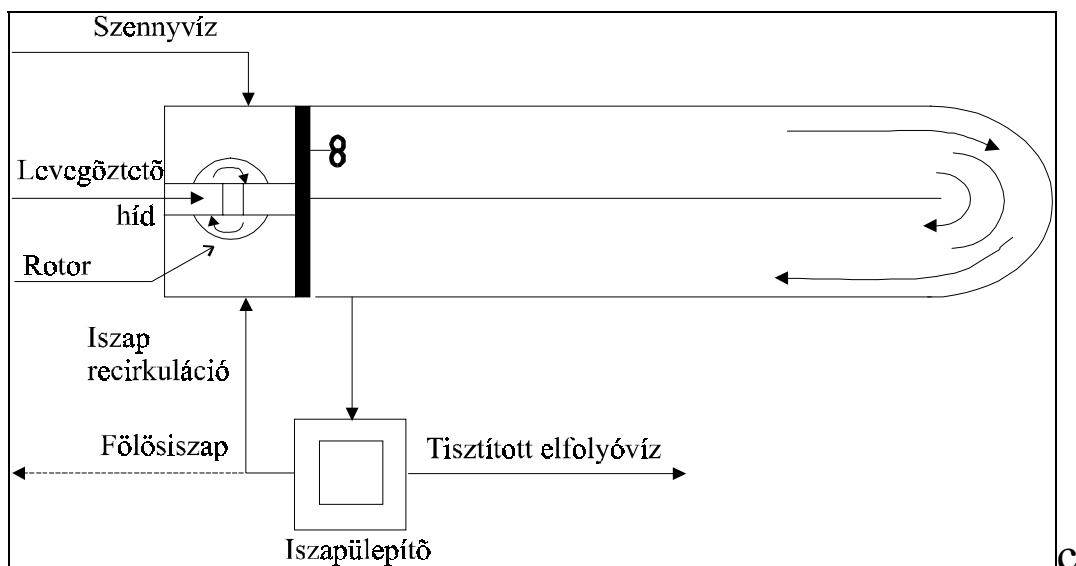
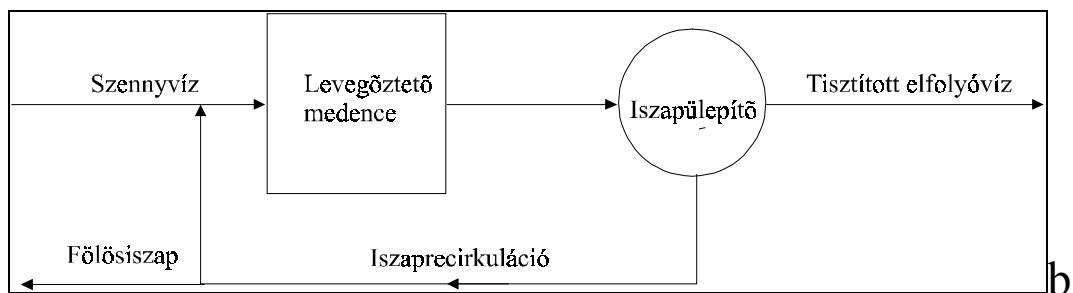
Különböző, már évtizedekkel ezelőtt kiépített változataikat mutatja be a **4. ábra**. A teljes oxidációs tisztítók igen nagy számban épültek elsősorban kevésbé lakott, csatornázatlan vidékeken kiépített tejfeldolgozó üzemek szennyvizeinek tisztítására. Ezek a kis relatív terhelés és nagy térfogat következtében sem előzetes kiegyenlítést, sem lebegőanyag eltávolítást nem igényeltek. Relatív terhelésük $0,05 \text{ kg BOI}_5 / \text{kg iszap szárazanyag} \times \text{nap}$ fajlagos érték alatti

volt, hogy gyakorlatilag ne keletkezzen fölösiszap, és a szerves szennyezés döntő hányadában oxidálódjon.

A teljes oxidációs rendszerek népszerű formája volt régebben az oxidációs - Pasveer - árok, melyet Európában is sok helyütt építettek (Scheltinga 1972). Technológiai sémája a **4./a. ábrán** látható. Az ovális, vagy hosszanti árokban vízszintes tengelyű felületi levegőztető rotorok keringették a folyadékot. Az utóülepítő az árok mellett volt, melyből az iszapot az árokba recirkuláltatták. Az árok mélysége 1-1,5 m, hossza igény szerinti volt. A hosszirányú folyadéksebesség 0,3 m/s körül kellett hogy legyen az iszap kiüledésének megakadályozására. A fordulónál kialakított terelőlemezek vagy falak a jobb hosszirányú áramlás kialakítását szolgálták. A levegőztetésnek 0,5-2,5 mg/liter oldott oxigén (DO) koncentrációt és mintegy 1,5-2,5 kg oxigén/kg BOI₅ oxigénbevittelt kellett az ilyen rendszereknél biztosítani. Az iszaphozam nem volt nagyobb a lebontott BOI₅ 20-30 százalékánál ($Y = 0,2-0,3$ kg iszap szárazanyag/kg BOI₅). A fajlagos energiaigény mintegy 8 W/m³ reaktor folyadéktérfogat volt. Az utóülepítő felületi terhelését rendszerint 0,8 m³/óra alatt tartották, de napi egy-két levegőztető/keverő leállítás után a medence felszíni részéből is elvezethető volt a tisztított víz (Marshall-Harper 1984).

A teljes oxidációs rendszer a **4./b. ábrán** látható négyzet alaprajzú levegőztető medencével is kialakítható. Ilyen medencéknél a felszínen úszó, vagy függőleges tengelyű rotorok biztosítják a levegőbevittelt. A vízmélység általában 4-5 méter. A medencék több rotor esetében 20-25 m oldalhosszal készíthetők, míg egy rotornál csak 8-10 m oldalhossznak megfelelő víztömeg megfelelő átlevégőztetése és keverése biztosítható. A fajlagos energiafelvétel 15 W/m³ reaktortérfogat. A "Carrousel" levegőztető rendszer (**4./c. ábra**) a két előző rendszert, a kevert medencét és az oxidációs árkot egyesítette. A fajlagos energiaigény ennél a legkisebb, 3-5 W/m³ reaktortérfogat.



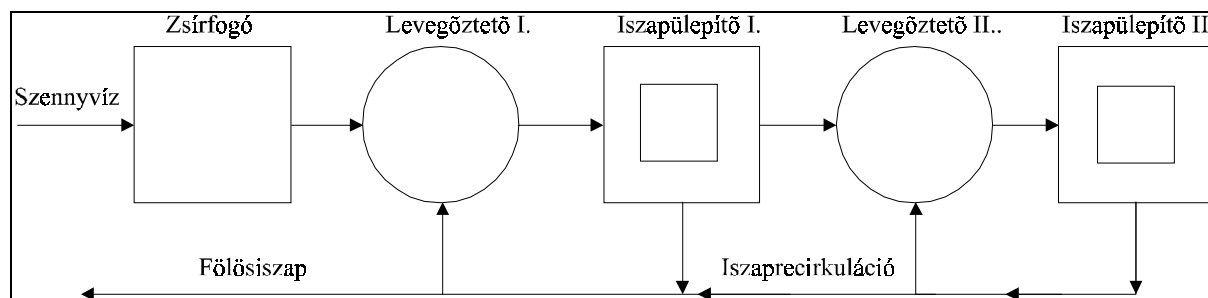


4. ábra Klasszikus egylépcsős eleveniszapos tejjipari szennyvíztisztítások.

A kontakt stabilizációs eleveniszapos tisztítás, amely a 4./d. ábrán látható, a nagyobb relatív iszapterheléssel üzemelő rendszereket képviseli, és két levegőztető medencét is tartalmaz. Az elsőben viszonylag rövidebb tartózkodási idő, 0,5-2 óra mellett elsősorban a gyors tápanyag-felvétel, és a lebegő részek adszorpciója következik be. Ezt követően az iszapot kiülepítik, majd tápanyagának tényleges hasznosítását a kisebb térben, de koncentráltabb iszapfázisban végzik viszonylag hosszabb tartózkodási idő mellett (3-5 óra). Az utóbbi megoldás fajlagos iszaphozama a teljes oxidációs rendszerekénél lényegesen nagyobb, 0,5 kg iszap szárazanyag /

kg BOI_5 érték körüli. Lebontási hatásfoka is gyengébb azokénál, csak 60-70%. Ezzel szemben térfogati terhelése és fajlagos iszapterhelése sokkal nagyobb, 0,6 kg BOI_5 / kg iszap szárazanyag x nap. Nagy terhelésű előtisztításként a maga idejében hasznosnak bizonyult, de az iszapduzzadás veszélyétől nem mentes.

Johnston (1978) a **5. ábrán** látható két iszapkörös üzemi tisztítóban ($\text{HRT}_I = 12$ óra, $\text{HRT}_{II} = 8$ óra) egy átlagosan 1190 mg BOI_5 / liter szennyezettsegtű tejjari szennyvízből a BOI_5 97-99%-át el tudta távolítani. Az elfolyó tisztított víz BOI_5 -koncentrációja 10 mg/liter alá került.



5. ábra Kétlépcsős eleveniszapos tejjari szennyvíztisztítás

Az eleveniszapos tisztítók esetében, ha a cél csak előtisztítás, megfelelő kiépítés és üzemeltetés esetén 95%-os BOI_5 -eltávolítás biztosítható (Bangsbo - Hansen 1985, Byrne 1987). Problémák jelentkezhetnek a maradó KOI tekintetében (Orhon 1993, Oláh et al. 1996), valamint a foszfortartalommal (Stephenson 1989). Az utóbbi természetesen 1-2 mg/liter foszfor határérték esetén igaz.

A szakaszos betáplálású rendszerek -SBR- tejjari szennyvizek tisztítására kedvezőek. Napi egyetlen ciklus esetén a teljes szennyvízhozam kétszeresének megfelelő reaktortérfogat szükséges. Amikor napi 20 óra alatt vitték be a BOI_5 -terhelés másfélszeresének megfelelő oxigénmennyiséget és átlagosan 60-100 g/m³ vas-II-szulfátot is adtak a szennyvízhez, 95%-os BOI_5 , 87%-os összes foszfor- és 75%-os TKN -eltávolítást értek el. Goronszy és Barnes (1980) hasonló elvű tisztításnál N- és P -tápanyag adagolásával 35 °C hőmérsékleten tartósan 20 mg BOI_5 / liter érték alá tudták a tisztított víz szennyezettségét szorítani.

A szakaszos betáplálású eleveniszapos rendszerek intenzifikálása a 80-90-es években különösen jó eredményeket hozott. A tejjari szennyvizek tisztítására a 80-as évek közepétől széles körben használták a megoldást (Norcross 1992, Norcross 1988, Goronszy 1989 a,b), ekkor már 97-98% BOI_5 -eltávolítást is sikerült elérni. Norcross 1994-ben 95%-os KOI -eltávolításról is beszámolt. Eroglu és munkatársai (1991) 24 órás ciklus, és azon belül 13 órás levegőztetés esetén 91-97% KOI -eltávolítást értek el. Kolarsky és Nyhuis (1995) ugyanilyen rendszerrel 99% BOI_5 , 90% összes nitrogén- /TN/ és 97% összes foszfor- /TP/ átlagos csökkenést mértek.

Ma már szakaszos betáplálású rögzített filmes /kevertágyas vagy hibrid/ rendszer megépítéséről is tudunk, amely azonban nem tudta felülmúlni az egyszerűbb eleveniszapos SBR hatékonyságát. A foszfortartalom megfelelő eltávolítása a közlemények alapján a tejjari szennyvizek ilyen tisztításánál a kívánt határértékig mindenképpen biztonságosnak látszik (Goronszy-Bryan, 1992). Gondot jelenthet az iszapduzzadás veszélye (Goronszy, 1988 a, Norcross 1987,1988), azonban megfelelő előzetes kiegyenlítés esetén látszólag az is jól kezelhető. A tejjari szennyvizek tisztításánál láthatóan mind a folyamatos, mind a szakaszos betáplálású eleveniszapos rendszerek tervezésénél figyelni kell az iszapduzzadás veszélyére.

2.3. Tejipari szennyvizek és kommunális szennyvizek együttes tisztítása

A fenti tisztítási példák ellenére a tejipari szennyvizek üzemi tisztításától, ahol lehet, eltekintenek és azt bért munkában a lakossági szennyvíztisztítóra bízják. Mivel ilyen esetben a tisztítás egyszerűbb, kevesebb gondot okoz az üzemeltetőknek, a vegyes tisztítást ismertető közlemények száma minimális. A korábban bemutatott üzemi előtisztításokról beszámoló közlemények is csak az előtisztítás hatékonyságát ismertetik, a lakossági szennyvízzel történő utőtisztítás, vagy vegyes tisztítás részleteire nem térnek ki. Alig akad néhány kivétel. Linn és Niles (1988) a kevert szennyvíz eleveniszapos tisztítását mutatta be. Surrampali és Baumann (1986) a tejipari és lakossági kevert szennyvíz forgótárcsás, levegőztetett ágyas, három és négy lépcsőben történő tisztítását ismertette igen részletesen. Loeffler és Titze (1992) a nagy terhelésű biológiai szűrővel előtisztított tejipari szennyvíz és a lakossági szennyvíz együttes, csepegtetőtestes tisztításáról számolt be. Valamennyi esetben megállapították, hogy a tejipari szennyvíz a lakossági szennyvízzel együtt jól bontható. A többletfoszfor biológiai eltávolítása azonban a vizsgált rendszerek esetében nem volt követelmény, így az ott jelentkező előnyökről sem adhattak számot.

A kommunális szennyvizek tisztításában ma már egyre általánosabb a teljes szervesanyag-/BOI₅/, valamint a hatékony nitrogén- és foszforeltávolítás igénye. A nitrifikáció ugyan a kisebb tisztítók esetében, ahol télen a víz hőmérséklete a kritikus érték alá esik, csak korlátozott lehet, a denitrifikációt a nagyobb tisztítóknál a hatóságok mindenütt igyekeznek kötelezővé tenni. A foszforeltávolítás előírása egyszerűbb, hiszen annál a hőmérséklet nem limitáló tényező. A foszfort vegyszerrel még biológiai többletfoszfor felvétel nélkül is el lehet távolítani. Ennek megfelelően az 1-2 mg/liter foszfor határérték elvileg minden évszakban biztonságosan teljesíthető.

A vegyszeres foszforeltávolítás azonban részben vegyszerszennyezést eredményez a szennyvíziszapban, részben növelheti a fajlagos iszaphozamot 20-30%-kal is. Az utóbbi viszont ugyanígy növeli a nitrifikációhoz, illetőleg a teljes rendszer üzemeltetéséhez szükséges iszapkört. Mivel a medencékben az iszapkoncentrációt nem lehet a fenti mértékben növelni, a vegyszeres foszforeltávolítás az összes tisztítótér fogat csaknem ugyanilyen mértékű növelését is igényli. Ez pedig jelentős beruházási költségtöbblet, vagy fordítva, adott rendszer esetén kapacitáscsökkenés, amiért is a biológiai többletfoszfor eltávolítást célszerű maximálisan kihasználni.

Valamely szennyvíztisztító rendszer biológiai tápanyag eltávolítási igényének biztosítása az alábbi reakciós szakaszok kombinációjával lehetséges (Stensel 1991, Stensel-Barnhard 1992):

igényelt tápanyag-eltávolítás	szükséges körülmények
BOI -eltávolítás	aerob - /terheléstől függetlenül/
BOI- és NH ₄ ⁺ -eltávolítás	aerob - /kis terhelésű/
BOI-, NH ₄ ⁺ - és NO ₃ ⁻ -eltávolítás	aerob és anoxikus - /kis terhelésű/
BOI- és PO ₄ ³⁻ -eltávolítás	aerob és anaerob - /terheléstől függetlenül/
BOI-, NH ₄ ⁺ - és P -eltávolítás	aerob és anaerob - /kis terhelésű/
BOI-, NH ₄ ⁺ -, NO ₃ ⁻ és P -eltávolítás	anaerob, anoxikus és aerob - /kis terhelésű/

Az egyes reaktorzónákban eltérőek a környezeti feltételek, így eltérőek lesznek a felsorolt kulcskomponensek eltávolításában meghatározó szerepet játszó mikroorganizmus csoportok szaporodási sebességei is. Minden térrészben azonos körülmények esetén valamennyiük optimális szaporodása lehetetlen. Mindhárom csoport megfelelő szaporodásához, sőt a denitrifikációhoz is szükséges, eltérő környezeti feltételeket vagy szeparált reaktorterekben -

oxikus, anoxikus, anaerob-, vagy időben ciklikusan váltakozó üzemeltetéssel lehet biztosítani. Az első változatot a hagyományos, folyamatos betáplálású, cirkulációjú és levegőztetésű rendszerekkel, /ún. térben állandósult állapotú rendszerekkel/, az utóbbit a ciklikus /sequencing/ vagy váltakozó üzemi /alternating/ rendszerekkel lehet biztosítani. A két utóbbi elvében megegyezik, azonban a ciklikus megjelölést hagyományosan a szennyvíz betáplálására, a váltakozó jelzőt pedig az összes többi paraméter ciklikus változására használják. Az utóbbi alól is részben kivétel a levegőztetés, amelynél szakaszos, vagy szabályozott levegőztetést különböztetnek meg, attól függően, hogy vezérelt, vagy szabályozott a levegőztetés (Irvine-Ketchum 1989, Zhao et al. 1994 a/b).

Amikor valamely nagy relatív iszapterhelésű eleveniszapos rendszerben a részecskék összetöredezése, megújulása nem elég gyors, a lassú diffúzió miatt a részecskékben anoxikus terek kialakulására is lehetőség adódik. Ez azt jelenti, hogy a gyengén kevert és rosszul levegőztetett reaktorterekben szimultán denitrifikáció is lehetséges /Sedlak 1991/.

2.3.1. Nitrifikáció / denitrifikáció

A kommunális szennyvizeknél a BOI_5 -eltávolítása révén keletkező biomassa /fölösizap/ csak az ammónia kisebb részét /20-30%/ viszi magával. A maradékból a határérték feletti ammóniamennyiség biológiai oxidációja, nitráttá alakítása elengedhetetlen. Ma már a keletkező nitrátra, pontosabban a tisztított szennyvízzel a befogadóba engedhető összes nitrogéntartalomra is szigorú határértékek érvényesek (Sorensen-Jorgensen 1993, Henze et al. 1991, 1995, Monozlay 1995, Siegrist 1995). A tisztított víz összes nitrogéntartalmát igyekeznek általánosan 10 mg/liter alá szorítani, de vannak országok ahol 5 mg/liter a határérték: Esetenként még ennél is kisebb értéket tűztek ki célul, különösen a kiemelten védett területeken működő szennyvíztisztítók esetében.

Az ammónia biológiai oxidációja /nitrifikáció/ egy iszapkörös tisztítóknál csak a rendszer kisebb relatív biológiai /szerves-C/ terhelése /karbonlimitált rendszer/, és a levegőztetett medence jó oxigénellátottsága mellett lehetséges. Bár az autotróf, ammóniaoxidáló /nitrifikáló/ mikroorganizmusok szénforrása / HCO_3^- / más mint a BOI_5 -fogyasztó heterotrófoké /szerves szén/, egy iszapkörös rendszerben nagyobb fajlagos szaporodási sebességük miatt az utóbbiak szaporodását kell visszaszorítani, hogy az autotrófok ne mosódjanak ki a rendszerből.

Az ammónia nitrifikációja többlépcsős tisztítással, elválasztott iszapkörös rendszerrel gyorsítható. Ekkor lehetőség van egy nagyobb terhelésű első lépcsőt / BOI_5 -eltávolítás/ követően az autotrófok szaporodására kedvezőbb, kis terhelésű második lépcső kialakítására. Az autotrófok részarányának számottevő növekedése a második lépcsőben a nitrifikáló sebesség növekedését s ezzel arányosan az összes szükséges reaktortérfogat csökkenését is jelenti.

Az egy iszapkörös tisztítóknál gondot jelenthet, hogy a lassan szaporodó nitrifikáló mikroorganizmusok a többi fajoknál fokozottabban érzékenyek a hőmérséklet csökkenésére, a pH-ra, valamint a szennyvizetekbe kerülő toxikus kemikáliák hatására, beleértve saját tápanyagaikat és átalakításuk intermediérjét, a nitritet is (Jobbágy 1989, Benedek 1990, Öllös 1992). A tejiparból eredő szennyvíz toxicitás problémát annyiban jelenthet, hogy nagy szennyezettség esetén anaerobbá válhat s ugrásszerűen lesavanyodhat. Túlzott lesavanyodása viszont akár le is állíthatja a nitrifikációt, amiért a biztonságos, egyenletes terhelésre különösen figyelni kell.

A nitrát redukcióját döntően ugyanazok a heterotróf mikroorganizmusok végzik oxigén hiányában, amelyek egyébként az oxigént is hasznosítják. Fakultatív aerobok, tehát oxigén hiányában a nitrát oxigénjét hasznosítják. A nitrát hasznosítására a heterotróf mikroorganizmusok döntő hányada képes. A nitrát felhasználására történő átváltásuk kellően gyors. A denitrifikáció ezért rosszul levegőztetett reaktorterekben, sőt magukban a flokkulált iszaptelekben szimultán folyamatként is bekövetkezhet /Gray 1990, Sedlak 1991/. A redukció során a jelentős sejtszaporulat miatt a sztöchiometriaiánál is nagyobb mennyiségű szerves tápanyag /KOI/ felhasználása történik. Minden gramm nitrát-nitrogén redukciója egyidejűleg mintegy 5-8 gramm KOI -fogyasztást jelent. A denitrifikáció sebessége azonban a rendelkezésre álló tápanyag minőségének is függvénye. Könnyen felvehető tápanyag hiányában a denitrifikáció a sejtlízis révén felszabaduló tápanyaggal sokkal kisebb sebességgel játszódik le. A sejtlízis /iszapelhalás/ révén keletkező tápanyaghoz képest a nyersvíz biológiailag nehezen bontható szerves tápanyaga másfélszeres, míg a könnyen bontható része tízszeres redukciós sebességet tesz lehetővé (Dold et al. 1980, Wentzel et al. 1990, 1992, Henze et al. 1991, Lee Natuschka-Welander 1996, Joensson et al. 1996). Ennek megfelelően a tápanyag minősége befolyásolja a denitrifikációs zóna relatív térfogat igényét. Ettől függetlenül a teljes rendszer relatív iszapterhelését egy iszapkörös eleveniszapos rendszerben továbbra is az oxikus tér megfelelő autotróf szaporulatának biztosítása limitálja (Argaman 1991).

A denitrifikálás megfelelő tápanyagellátásának és a tisztított elfolyóvíz minimális nitráttartalmának együttes biztosítása eredményezte a nitrifikáló - denitrifikáló rendszerek két alaptípusának, az utódenitrifikációt alkalmazó Wuhrmann- és az elődenitrifikációt alkalmazó módosított Ludzak-Ettinger -féle megoldásnak a kifejlesztését (Ludzak-Ettinger 1962, Dold et al. 1980, Van Haandel et al. 1981). Ezek a **6. ábrán** láthatók.

Az elődenitrifikáció elvben kedvezőbb. A belső recirkuláció növelésével a recirkuláltatott oldott oxigén mennyisége azonban egyre jobban csökkenti a denitrifikációhoz hasznosítható, könnyen felvehető tápanyag mennyiségét. A heterotróf mikroorganizmusok azt elsődlegesen a visszaforgatott oxigén redukciójára fogják felhasználni /elektronakceptor/. Az optimális recirkuláció így a levegőztetés mértékének, tehát a recirkuláltatott levegőztetett iszap oldott oxigén-koncentrációjának is függvénye. A gyakorlatban ritkán szoktak 3-4 -szeres belső recirkulációs érték fölé menni (Dold et al. 1980, Van Haandel et al. 1981, Dold et al. 1986). Teljes elődenitrifikációt feltételezve az elődenitrifikálás hatékonysága a teljes rendszerre számítva:

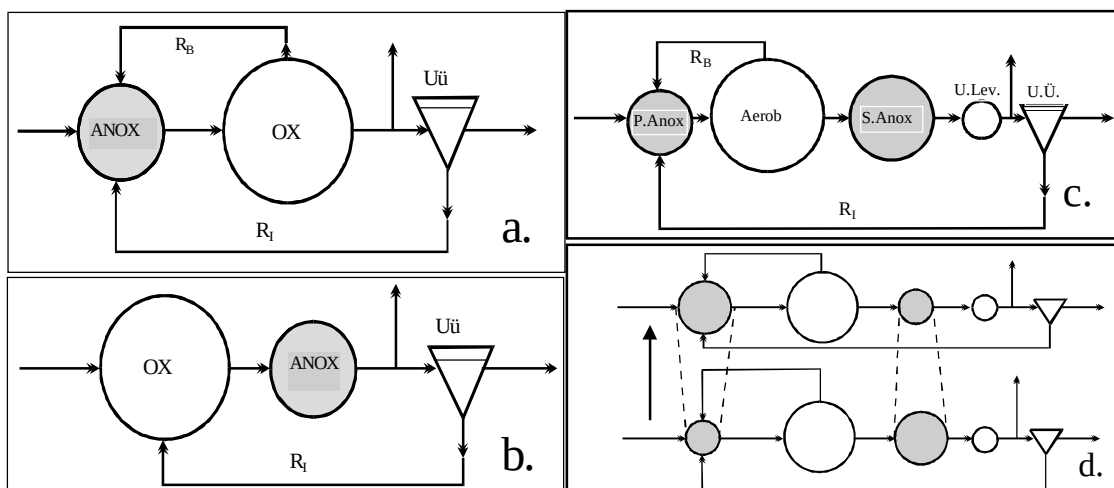
$$\eta_{\text{NO}_3} = (R_B + R_i) / (1 + R_B + R_i) \quad (4)$$

ahol R_B a belső recirkuláció aránya (Q_b / Q)

/a belső recirkuláció térfogatáramának a befolyóvíz mennyiségéhez viszonyított aránya/,

R_i az iszaprecirkuláció ugyanígy értelmezett aránya

Az elődenitrifikálás tehát önmagában elvileg nem biztosíthat nitrátmentes elfolyóvizet. Ezen, s az utódenitrifikáló rossz tápanyag ellátottságán próbál segíteni a **6/a.** és **6/b. ábrán** bemutatott megoldások **6/c. ábrán** látható kombinációja.



6. ábra: A nitrifikáló-denitrifikáló rendszerek alapkonfigurációi.

6/a. - Módosított Ludzak-Ettinger -féle rendszer, **6/b.** - A Wuhrmann-féle rendszer, **6/c.** - az 6/a. és 6/b. rendszerek kombinációja **6/d.** - Az elő- és utódenitrifikáló méretének megválasztása a tisztítandó víz TKN/KOI-arányának megfelelően.

Az utódenitrifikáció során a tápanyaghiány minden esetben problémát okoz, mivel ott a denitrifikációhoz már nem áll rendelkezésre elegendő, biológiailag könnyen bontható szerves tápanyag. Az Egyesült Államokban és más országokban is ilyenkor az utódenitrifikációhoz rendszerint olcsó fermentációs hulladékot, metanolt, ecetsavat használnak. Ekkor azonban a többlettápanyag költsége és a biztonsági levegőztetés drágává teszi a megoldást (Eckenfelder - Argaman 1979, Gray 1990, Dobolyi 1992).

Valamely rendszer relatív nitrifikáció-igényét /nitrátermelő potenciálját/ a befolyó szennyvíz szervesanyag- és ammóniatartalma határozza meg. Ezt a fajlagos értéket azonban az iszapkor is befolyásolja. A denitrifikálható nitrát mennyisége ugyanakkor a tisztítandó szennyvíz szerves tápanyagának, illetőleg annak a nitrogéntartalomhoz /TKN/ viszonyított arányának /részben mennyiségének, részben biológiai bonthatóságának, a könnyen felvehető oldott tápanyag részarányának /a függvénye.

Az **6. ábrának** megfelelő, kombinált elő és utódenitrifikációt is alkalmazó technológia kialakításánál csak $TKN/KOI > 0,09-0,10$ határig várható teljes denitrifikáció. Kis TKN/KOI -arányánál nagyobb utódenitrifikálót, ellenkező esetben viszont nagyobb elődenitrifikálót célszerű választani a korábban már ismertetett elvnek megfelelően (Wentzel et al. 1990, 1992). Ha a nyers szennyvíz TKN/KOI -aránya ennél nagyobb, a tisztított elfolyóvíz a korábban már említett okok miatt nem lesz nitrátmentes. Valamelyest javíthat a helyzeten, ha a nyers szennyvíz egy részét a szekunder anoxikus reaktorba vezetik az elő és utódenitrifikáció változatlan megtartása mellett. Ekkor azonban mintegy háromszoros belső recirkuláció esetén a megkerülő ágon a nyersvíz 8-12,5%-át kell az utódenitrifikálókba vezetni. A megkerülő áram ammónia tartalma az utólevegőztetést követően optimális esetben is $4-5 \text{ mg/dm}^3 \text{ NO}_3\text{-N}$ -maradványt fog a tisztított elfolyóvízben eredményezni / $TKN/KOI > 0,09$ nyersvíz arány esetén/.

A szakaszos betáplálású rendszerek /SBR/ esetében az elődenitrifikálás a nitrátmennyiség kisebb részével akkor következik be, amikor az üledéket és dekantálást követően friss szennyvizet juttatnak keverés mellett az eleveniszapos medencébe, miközben a levegőztetést még nem indítják be. A folyadék átkeverése révén a friss tápanyaggal az iszap redukálja a nitrát teljes mennyiségét. Ez a denitrifikációs hatások a folyamatos betáplálású rendszerekhez

hasonlóan akár képletszerűen is kifejezhető a ciklikus feltöltési vagy dekantálási hányad függvényében. Ebben a szakaszban a denitrifikáció igen gyorsan bekövetkezik, így azt követően a technológiai ciklus kialakításának megfelelően vagy az anaerob környezetben bekövetkező foszforleadás, vagy levegőztetés esetén a szerves szén és ammónia levegővel történő oxidációja játszódik le (Lewandowski et al. 1992, Imura et al. 1993). A levegőztetett szakaszban keletkező nitrát a levegőztetés intenzitása /folyadékfázis oldott oxigénkoncentrációja/ és a keverés /teljes medence átkeverése/ függvényében egyidejűleg is redukálódhat. Erre a legutóbbi tapasztalatok szerint tökéletesen kevert medencében, szabályozott levegőztetés esetén is van mód (Demuynck et al. 1994). Az SBR az utóbbi évtizedekben a kis települések, pulzáló vízhozamok, egyedi ipari szennyvizek esetében hatékonynak és gazdaságosnak bizonyult (Irvine 1992, US EPA 1992, Tam et al. 1994).

A ciklikus üzemű rendszerek elkülönített ülepítővel történő kiépítése napjainkban hasonlóképpen gyakorlat. Ez a megoldás megtartva az ülepítő hagyományos helyét és szerepét, a betáplálást valamint az anoxikus - oxikus zónák átkötéseit, illetőleg azok levegőztetését váltogatja. Elsősorban Dániában népszerű, ahol rendszerint két párhuzamosan üzemeltetett Carroussel medencével, közös ülepítővel, váltakozó betáplálással és levegőztetéssel kerül kiépítésre. A közlemények alapján az elfolyóvízben ilyen üzemeltetésnél az $\text{NH}_4\text{-N}$ -tartalom folyamatosan 1 mg/dm^3 alatt tartható, miközben a nitrát-nitrogén is $3\text{-}5 \text{ mg/dm}^3$ között marad. Ez azt is jelenti, hogy a tisztított elfolyóvíz összes nitrogéntartalma mintegy $5\text{-}7 \text{ mg/dm}^3$ alatt lehet (Zhao et al. I és II 1994).

2.3.2. Foszforeltávolítás

A többletfoszfor biológiai eltávolítása ugyan már több évtizede ismert, pontos mechanizmusa azonban minden részletében ma sem tisztázott (Mino et al. 1987, Cech et al. 1990, 1993, Satoh et al. 1992, 1994). A többletfoszfor akkumulációjára képes herotróf mikroorganizmusok (PAH) szaporodása az autotróf nitrifikálókéhoz hasonlóan viszonylag lassú. Ciklikus anaerob és aerob körülmények a szelekciójukhoz elengedhetetlenek (Stensel-Barnhard 1992, Imura et al. 1993, Kuba et al. 1993, 1994). Emellett az anaerob szakasz tápanyag-ellátottsága is meghatározó. Az utóbbi miatt az anaerob egység mindig a rendszer elejére kerül, s oda vezetik be a tápanyagban dús, nyers szennyvizet is. A foszfor- és nitrogéntartalomra vonatkoztatott jó BOI_5 -, vagy KOI - ellátottság a N és P biológiai eltávolítását elősegíti, ezért az ilyen rendszerekben nem is célszerű a szennyvíz előülepítése (WEF 1992). Kedvező viszont, ha az anaerob egység előtt a nagy molekulatömegű szerves anyagok aprózódása, hidrolízise bekövetkezhet (Elefsiniotis 1993, Rabinowitz et al. 1996).

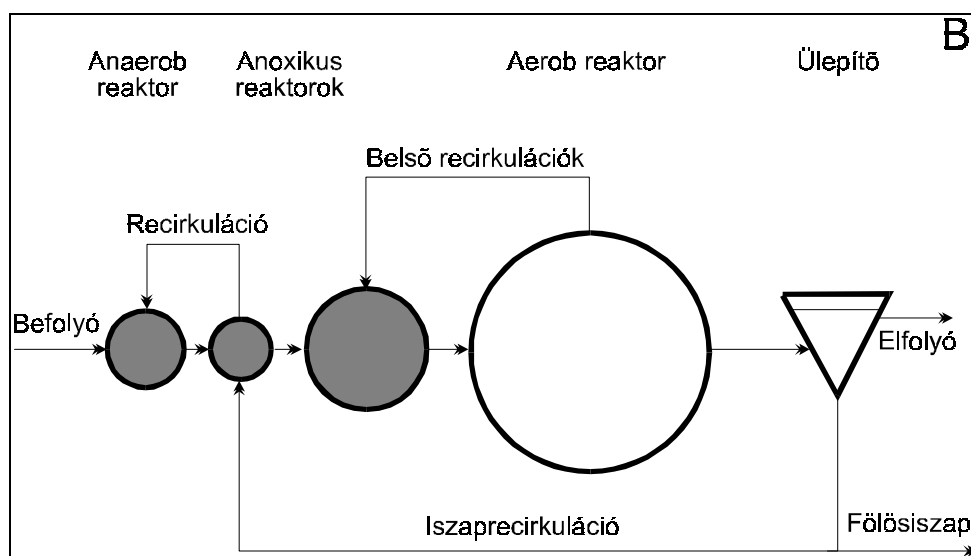
Különösen a foszforleadást és tápanyagfelvételt, a PAH szaporodását javítja, ha a nyers szennyvíz sejtmembránon keresztül könnyen felvehető szerves komponenseinek részaránya nagy (Scheer-Seyfried 1996). Ilyen feltételek biztosításához a könnyen felvehető tápanyaggal anaerob zónában jól ellátott eleveniszapot ciklikusan anaerob és jó oxigénellátottságú körülményeknek / $\text{DO} > 2\text{-}3 \text{ mg/liter}$ / kell kitenni, hogy a lassan szaporodó, többletfoszfor akkumulációjára képes, heterotróf, úgynevezett poli-P-fajok elszaporodhassanak. Ezek az aerob ciklusban a szokásos foszformennyiség többszörösét is képesek felhalmozni a sejteikben polifoszfat formájában. Ilyen iszap elvételével a hagyományoshoz képest jelentős többletfoszfor-mennyiség biológiai eltávolítása válik lehetővé (Wentzel et al. 1990, 1992, Öllös 1991, Dobolyi 1992, Scheer - Seyfried 1994, 1996).

Mivel napjainkban a foszfor eltávolítására minden esetben a nitrogén hatékony eltávolításával egyidejűleg van szükség, rendszerint a C-N-P együttes és lehetőleg teljes eltávolítása a feladat (Sedlak 1991, Shin et al. 1992). Ha az ilyen rendszert kis relatív iszapterheléssel, és az oxikus szakaszban megfelelő levegőellátással /DO > 2-3 mg/liter/ üzemeltetik, nitrifikációt is biztosíthat. Ha ezen túl a levegőztetésen túl megfelelő anoxikus reaktorteret, vagy anoxikus időciklust is biztosítanak a rendszerben, az hatékony denitrifikációt is biztosíthat.

A többletfoszfor biológiai eltávolításának klasszikus technológiája a fenti elvet állandó betáplálással, állandósult üzemmódban megvalósító, módosított vagy 5-lépcsős Bardenpho-, vagy Phoredox-eljárás. A Phoredox viszonylag bonyolult, 5-lépcsős megoldás, elő- és utódenitrifikálással, befejező levegőztetéssel, de hagyományosan egyetlen ülepítővel (Wentzel et al. 1990, Stensel-Barnard 1992). A komplikált elvi séma a gyakorlatban egyszerűen megvalósítható ún. reaktorkaszkáddal, tehát szakaszokra osztott eleveniszapos medencével vagy egyszerű oxidációs-árok rendszerrel (Benedek 1989).

Az anaerob reaktor miatt /ami ~ 25%-a a teljes reaktor térfogatnak/ ez az üzemmód csak TKN/KOI < 0.08 befolyó víz összetétel esetén garantál nitrátmentes elfolyóvizet, illetőleg nagyobb TKN/KOI-aránynál az elfolyó víz nitráttartalma miatt a foszforeltávolítás is romlik. Ez az iszaprecirkulációval az anaerob zónába visszaforgatott nitrát mennyiségének a következménye.

Az elfolyó víz, illetőleg a recirkulált iszap nitráttartalmának a foszforeltávolítás hatékonyságára gyakorolt hatását kiküszöbölendő, ugyanaz a kutatócsoport az egyetemükről elnevezett UCT és módosított UCT (MUCT) -reaktor elrendezést javasolta (Wentzel et al. 1990). Az utóbbi a **7. ábrán** látható.



7. ábra. A módosított UCT- /nitrifikáció-denitrifikáció és biológiai többletfoszfor eltávolító/ eljárás

Az UCT -eljárás foszforeltávolító hatékonysága így TKN/KOI ~ 0,14 arányig megfelelő lesz, de TKN/KOI > 0,08 esetén az elfolyó víz már nem lesz nitrátmentes. Valamivel több nitrátot is fog tartalmazni, mint a Phoredox-megoldásnál, hiszen az utódenitrifikálás az utóbbi megoldásoknál nem érvényesül. A MUCT -elrendezésnél a jobb szabályozhatóság következtében a P eltávolítás még biztonságosabb, és a befolyó víz TKN/KOI = 0,11 arányáig garantálható a nitrátmentes elfolyóvíz. A kommunális szennyvizek estében a TKN/KOI arány rendszerint 12/70 előülepítés esetén, és 12/100 közvetlen bevezetés esetén. Mint látható az előülepítés

eleve célszerűtlen, de nélküle is kedvezőtlen a TKN/KOI-arány a teljes nitrogéneltávolításhoz. A tisztított elfolyó vizekben általában mintegy 7-9 mg/liter $\text{NO}_3\text{-N}$ marad redukálatlanul, amit a rendszerek optimalizálásával is nehéz 4-5 mg/liter alá csökkenteni.

A tisztított víz nitráttartalmával megegyező nitráttartalmú folyadék kerül vissza a recirkulációval az anoxikus vagy anaerob zónákba, ami az utóbbi esetén különösen zavarja a foszforakkumulálók könnyen felvehető tápanyag /acetát/ -ellátását, csökkentve ezzel a foszforeltávolítás hatékonyságát. A biológiai foszforeltávolítás optimális esetben is csak 0,017-0,020 $\Delta\text{P/KOI}$ arányig lehetséges (Wentzel et al. 1990). Ha a foszfortartalom ennél több, a biológiai folyamatok mellett kémiai foszforkicsapásra is szükség van. Közép-Kelet-Európában ezért a kombinált megoldások fejlesztésének napjainkban különösen fontos szerepe lehet (Somlyódy 1994). A fenti arányig azonban a biológiai foszforeltávolítás révén az elfolyó víz foszfortartalma az üzemvitel döntő részében 0,5 mg/liter érték alatt várható. Ha ez nem teljesül, a hiányosságok a nyersvíz jellemzőiben, a technológia kialakításában és az üzemeltetésben egyaránt kereshetők (Imhoff 1995, Pöpel 1995, Liu et al. 1996, Peterson et al. 1996, Temmink et al. 1996, Jardin-Pöpel 1996, Choi-Lee 1996).

A többletfoszfor biológiai eltávolítása azonban igen sok esetben nemcsak az elfolyóvíz nitrát-tartalma, de esetenként a tisztítandó szennyvíz kedvezőtlen összetétele miatt is korlátozott. Ilyen esetekben a nyers szennyvíz előfermentálása, lebegő frakciójának elkülönített átalakítása, hidrolízise javíthat a helyzeten (Henze et al. 1991, Kristensen et al. 1992, Rabinowitz et al. 1996). A hidrolízis történhet egy megfelelően kialakított kiegyenlítő medencében is. Ekkor nincs szükség külön ülepítőre. Ilyenkor azonban a nagy víztérfogat miatt csak kis tartózkodási idő áll rendelkezésre a hidrolízishez, vagy a nagy térfogatigény a beruházási költségeket számottevően megnöveli. Nem kerül ezért többre és talán több haszonnal is jár, ha előülepítést követően csak az egyébként is nehezebben bontható, ülepedő részt hidrolizálják. Ez a frakció nitrogénben és foszforban viszonylag szegényebb, így a foszforciklushoz és a denitrifikációhoz is egyértelműen kedvezőbb hidrolizátumot szolgáltat (Rabinowitz et al. 1996, Barlindhaug-Odegaard 1996, Hatziconstantinou et al. 1996). Legújabbán az iszap ultrahangos kezelést is igen hatékonynak találták a tápanyagössztétel változtatása érdekében (Rivald-Nagle 1996).

Az előülepítés vegyszer nélkül, és vegyszerrel is végezhető. Az első esetben a lebegőanyag eltávolítása kisebb mértékű, és nem viszi magával a csapadék a foszfor nagy részét sem. Az utóbbi, vegyszeres megoldás az előzetes kémiai foszforeltávolítás /preliminary-P-precipitation/. Esetében a biológiai foszforeltávolítás tápanyagigénye nem jelentkezik, így javulhat a denitrifikáció szerves tápanyag ellátása s ezzel hatékonysága (Kristensen et al. 1992).

A nitrogén- és foszforeltávolító hatékonyság azonban valamennyi lakossági szennyvizet is tisztító biológiai tisztítórendszer esetén meghatározóan függ a tisztítandó szennyvíz TKN/KOI - és $\Sigma\text{P/KOI}$ -arányától, és a KOI biológiailag könnyen bontható részarányától (Scheer-Seyfried 1996, Johansson et al. 1996). Éppen ezért a denitrifikáció javítására már korábban is elterjedt gyakorlat a külső tápanyag, metanol vagy egyéb értéktelen, de a biológiai lebontáshoz kedvező ipari hulladék hasznosítása (Wilson-Newton 1973, Monteith et al. 1985, Skrindle-Bhagat 1982). Az eddigi gyakorlatban a legkülönbözőbb melléktermékeket használták erre a célra (Bernet et al. 1996, Baumann et al. 1996, Abendt et al. 1996, Chai et al. 1996). Fontos szempont volt, hogy a nitrogéntartalom lehetőleg ne legyen nagy, azaz a TKN/KOI-arány a segédanyagban lehetőleg kicsi legyen, és lehetőleg foszfortartalma se legyen jelentős. Ezt egyébként előzetesen el is lehet távolítani az ilyen folyadékokból /kicsapás/. Igen kedvezőnek bizonyult nagy olaj-, vagy zsírtartalmú ipari folyadékok, mint az olívaolaj-feldolgozás anaerob úton tisztított szennyvizének felhasználása segédanyagként a teljes tápanyag-eltávolító biológiai tisztítósoron (Tsonis 1996).

A tejipar savója, de még inkább a savó permeátum a korábban ismertetett összetétele következtében hasonlóan ideális tápanyag lehet a metanol helyett az ilyen tisztítórendszerekben. Anaerob rothasztás után azonban már csak a savó permeátum esetében nyerhető olyan tápanyag, amelynek összetétele a célnak megfelelő (Cameuau et al. 1996, Johansson et al. 1996). A savó-fehérjéből keletkező ammónia a nyers savó esetében az anaerob feldolgozást követően a tisztított vízben igen nagy TKN/KOI-arányt eredményez, miközben a maradó KOI alig 1000-2000 mg/liter érték (Malaspina et al. 1995, Malaspina et al. 1996). Ideális tápanyag ezért a savó permeátum vagy egy olyan fizikai-kémiai módszerrel előtisztított szennyvíz, amely minimális foszfort és ammóniát tartalmaz, ugyanakkor biológiailag könnyen hasznosítható szervesanyag-tartalma elég nagy ahhoz, hogy a kommunális szennyvizek nitrogén- és foszforfeleslegének eltávolítását a jelenlegi kommunális tisztító rendszerekben éppen a kívánt mértékben javítsa.

II KÍSÉRLETI, GYAKORLATI RÉSZ

3. Vizsgálatok, eredmények, értékelés

3.1. A feladat kijelölése, időütemterve

A tejjipari szennyvizek egyedi, vagy lakossági szennyvizekkel együtt történő tisztításakor a tejjipari szennyvíz túlzott szennyezettsége és tejsavó tartalma gondot jelenthet a tisztítás hatékonysága és üzembiztonsága tekintetében. Ezért a közcsatornát, illetőleg a lakossági szennyvíztisztítót korábban igyekeztek a túlzott tejüzemi szennyezéstől valamiképpen védeni. Az ilyen üzemeknek határérték feletti tejzsír kibocsátásukért Magyarországon jelenleg is igen jelentős szennyvízbírságot kellene fizetniük. Ezért vált helyenként szükségessé olyan tejüzemi szennyvíz előtisztítás kiépítése, amely a szennyezőanyag, pontosabban tejzsír kibocsátást megfelelően csökkenti, az üzem szennyvízbírságát megszünteti. Az előtisztított elfolyó vízben a tejzsír és fehérjék eltávolítását követően az oldott formájú maradék szennyezés csak töredéke az eredetinek, melynek a szennyvízből történő eltávolítása a kommunális szennyvíztisztítóban már lényegesen egyszerűbb, mivel biológiailag igen jól bontható.

Megfelelő előtisztítás kialakítása érdekében először is ellenőrizni kellett a közleményekből ismeretes fizikai-kémiai módszereket. Össze kellett hasonlítani laboratóriumi vizsgálatok alapján azok hatékonyságát, üzemeshíthetőségét. A legkedvezőbbet, melynek végül egy teljesen új, addig még nem alkalmazott megoldás bizonyult, az időközben beadott találmányi bejelentés alapján több üzemben is meg kellett építeni, be kellett üzemelni.

A vizsgálatok 1982 elején kezdődtek. Ezek részben diplomamunkákhoz kapcsolódóan, részben azoktól független tanszéki kutatásként folytak a Veszprémi Vegyipari Egyetem Ásványolaj- és Széntechnológia Tanszékén. Az 1984 szeptemberében történt találmányi bejelentés után, az első üzemi tisztító 1985 tavaszán került üzembehelyezésre. A kutató-, fejlesztő munka párhuzamosan diplomamunkák kidolgozását is jelentette, melyek keretében a folyamatosan felmerült kapcsolódó problémák, részletkérdések pontosítására is lehetőség nyílt. Az utolsó két ilyen dolgozat már a Veszprémi Egyetem Kémiai Technológia Tanszékén készült.

Az első üzemi előtisztító után 1987-ben, 1988-ban és 1992-ben indítottunk hasonló egységeket. Közülük napjainkra kettő leállt, mert üzemeikben a termelést megszüntették. A legnagyobb kapacitású /600 m³/nap / előtisztítónál azonban a kilencvenes évek elején a szennyvízkiegyenlítő egység biológiai folyamatainak intenzifikálása révén lehetőség nyílt az üzemi tisztítási hatékonyság további javítására.

Kapcsolódó feladatként megoldást kellett keresni a melléktermékként keletkező vegyszeres iszap biztonságos elhelyezésére, hasznosítására, valamint az előtisztított szennyvíz célszerű utótisztítására. Az utóbbi keretében célszerű volt pontosítani az új előtisztítási módszerrel kezelt tejjipari szennyvíznek az eleveniszapos kommunális szennyvíztisztító rendszerek üzemeltetésére, tisztítási hatékonyságára gyakorolt hatását.

3.2. A korábban alkalmazott vegyszeres előtisztítások ellenőrzése

A közlemények áttekintése alapján a kutatás adott időszakában üzemi megvalósításra csak az izoelektromos ponton történő fehérjekicsapítás, a vas- és alumíniumsókkal, és a lignoszulfonáttal /LSA/ történő lebegőanyag-elválasztás tűnt alkalmasnak. A vizsgálatokat párhuzamosan 2,8%-os zsírtartalmú városi tejjel készített modellemulziókkal és üzemi szennyvizekkel is elvégeztük a tej kolloid rendszere viselkedésének pontosabb megismerése céljából.

3.2.1. Analitikai vizsgálatok

A vizsgálatoknál rendszeresen sor került a nyers és tisztított folyadékok kémiai oxigénigényének /KOI/, összes szénttartalmának /TC/, összes szerves szénttartalmának /TOC/, valamint extrahálható zsírtartalmának meghatározására.

A KOI mérése a bikromáttal történő nedves oxidációval történt az MSZ 260/16-17 szabvány szerint, ami az ASTM-220 szabvány megfelelője.

A TC és TOC mérése a Beckmann 917 típusú berendezéssel történt. A nagyhőmérsékletű /950 °C/, kobalt-oxid katalizátorral történt égetésnél a TC, a kishőmérsékletű /150 °C/, foszforsavas katalizátorral történt bontásnál az összes szerves szénttartalom /TIC/ volt meghatározható. A kettő különbsége a TOC. A vizsgálatok során a TC mintegy 1,5-2%-a volt a TIC, ezért a TC értékét elfogadtuk a TOC értékének, hiszen a különbség a hibahatáron belül volt.

Azoknál a vizsgálatoknál, ahol nagyon kis mintatérfogatot kellett bemérnünk /KOI, TOC/, az üzemi szennyvizeket mintavételük, illetőleg minta bevitelük előtt 20.000 fordulat/perces homogenizátorral kevertettük 3 percen keresztül, igyekezve biztosítani a minták homogenitását, a reprodukálhatóbb mintabevitelt /TOC esetén 50 mikroliter/.

Az extrahálható zsírtartalom meghatározása a Magyarországon szabványos széntetrakloridos módszerrel történt -MSZ 260/41-73. A mérésnél gondot okozott, hogy a kirázáskor keletkező vizes emulzióban viszonylag sok zsír maradt. Ezért már a vizsgálatok kezdeti szakaszában áttértünk egy előzetes lebegőanyag kicsapításra és a csapadékból történő extrakcióra. A vizsgálandó mintákhoz mindig 400 mg/liter dózisnak megfelelő mennyiségű vas-III-szulfátot adtunk. A pH-t nátrium-hidroxiddal semlegesre állítva ülepítettük, szűrtük és szárítottuk a csapadékot. Az extrakciót ezt követően az extraháló hüvelybe tett, kimosódástól védett szilárd mintákból Soxhlet-feltétben, 4 óráig tartó forralással végeztük. Az alul összegyűlt, oldószerrel kioldott extrahált zsírmennyiséget az oldószer lepárlását, s a maradék 105 °C hőmérsékleten súlyállandóságig történt szárítását követően mértük.

Több sorozatvizsgálat is készült a kirázásos, és az általunk használt módszerrel mért extrahálható zsírtartalom eredményeinek összehasonlítására. Bebizonyosodott, hogy a kirázásos széntetrakloridos extrakciónál a zsírtartalomnak csak mintegy kétharmada különíthető el a folyadékfázisból (Fülöp 1987). Ettől függetlenül a pontatlanabb módszer a szabványosan elfogadott. Vizsgálataink során mi a pontosabb, nem szabványos módszerrel dolgoztunk, és eredményeinket nem is kívántuk a hatósággal minősített eredményként elfogadtatni. A szükséges esetekben valamennyi ilyen vizsgálatot, elsődlegesen a nitrogén- és foszfortartalom meghatározásokat az illetékes szervezetekkel végeztettük a későbbi viták elkerülése céljából.

A vizsgálatok korai szakaszában esetenként az iszap összetételének részletesebb elemzését is elvégeztük, felhasználható információt remélve azoktól. Számos iszapmintából készítettünk CHN-analízist az Egyetem Nagyműszer Laboratóriumában. A berendezésben ennél a vizsgálatnál oxigéntartalmú héliumgázban a szerves anyagok CO₂, N₂ gázra és vízgőzre bomlanak el, melyek mennyiségét a készülék gázkromatográfiás elven méri. Ezekből az adatokból számol-

hattuk vissza ellenőrzésképpen az iszapok zsír- és fehérjetartalmát. A fehérje rész aminosav-összetételének meghatározását a Veszprémi Tejüzem kiegyenlítő medencéjéből vett mintákból a Pápai Agrokémiai Laboratóriumban végeztük, ezek az eredmények nem szerepelnek a dolgozatban, mert sem a tisztítás, sem az iszaphasznosítás tekintetében nem adtak meghatározó információt. Azok egyébként 1984-ben hazai konferencián bemutatásra kerültek (Kárpáti et al.1984b)

Nagyobb figyelmet fordítottunk ugyanakkor az iszapok és különböző mezőgazdasági segédanyagok nehézfém-szennyezettségének vizsgálatára. A méréseket atomabszorpciós spektrofotométerrel végeztük AAS 1N, illetve Perkin Elmer berendezésekkel. A vizsgált fémek és a vizsgálatok során alkalmazott kísérleti körülmények az alábbiak voltak:

Elem	Hullámhossz nanom.	Résszélesség nanom.	Lángösszetétel C ₂ H ₂ /levegő,%	Fűtőáram mA
Lángfotometria				
Na	589	0,04	60 / 500	-
K	769	0,2	60 / 500	-
Atomabszorpciós spektrometria				
Mn	279,5	0,034	80 / 500	10
Cu	324,75	0,03	90 / 500	5
Mg	285,2	0,05	80 / 500	2,5
Ca	422,7	0,03	90 / 500	7,5
Fe	248,4	0,06	90 / 500	7,5
Zn	213,9	0,04	80 / 500	10
Cd	228,8	0,04	80 / 500	10
Elektrotermikus atomizálás				
Cd	228,8	0,7	-	6
Pb	283,3	0,7	-	8

Felfűtési program:

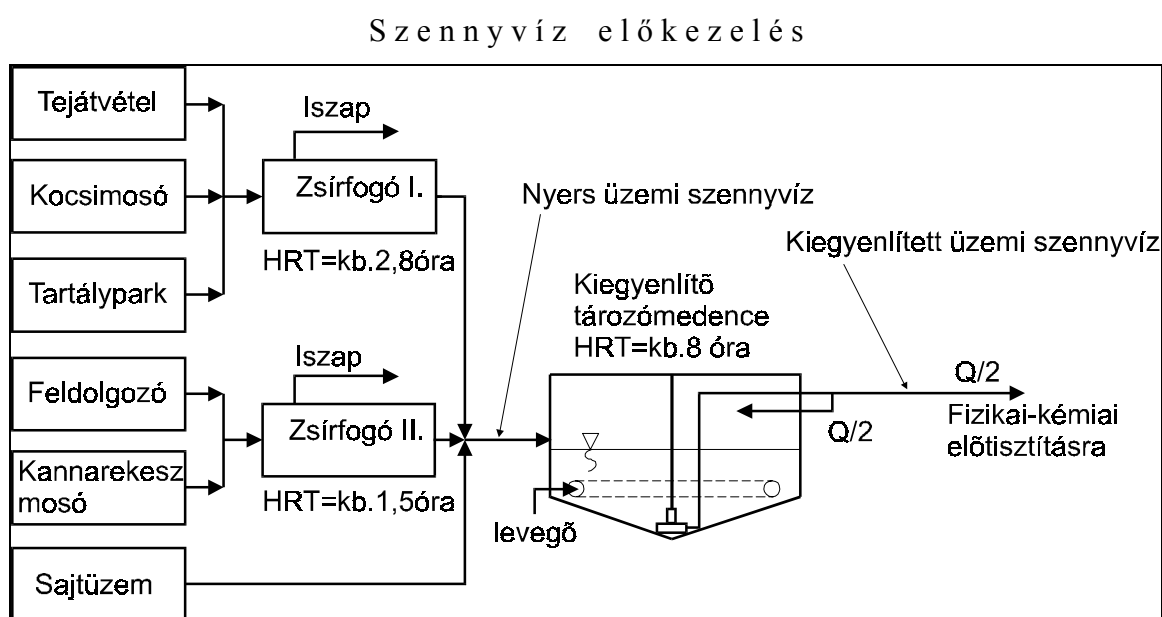
- I. 100 °C-ra 60 s
- II. 900 °C-ra 60 s
- III. 2000 °C-ra 10 s

A kísérletek során a tejemulzió szerkezetének vizuális vizsgálatát Reichert ZEOPLAN mikroszkóppal végeztük. A fehérjék és mikroorganizmusok színezését 1%-os toluidinkék festékekkel végeztük 25%-os szacharóz-oldatban. Elektronmikroszkópos felvételeket az Egyetem Nagyműszer Laboratóriumában JEOL JSM 50 berendezéssel volt módunk készíteni. A minták vezetővé tétele arany felgőzölésével történt. Az utóbbi vizsgálatokat a dolgozat szintén nem tartalmazza, mivel azok a rendkívül tág vizsgálati körben igen szűk területet érintettek és az új technológia fejlesztéséhez nem adtak igazán új információt

3.2.2. A vizsgálatokhoz felhasznált minták

A vizsgálatokhoz kétféle alapanyagot használtam. Az egyik 2,8% zsírtartalmú kereskedelmi, úgynevezett városi tej csapvízzel készített 0,5-1-2%-os modell-emulziója volt. Minden vizsgálathoz közvetlenül a mérés előtt készült az 1 liternyi emulzió, minden nap friss tejből. A tejet minősége megőrzése érdekében nap közben hűtőszekrényben tároltuk. Ezzel a mintasorral a friss tej emulziójának viselkedésére tudtam információt kapni. Az előzetes vizsgálatok szerint az üzemi szennyvíz viselkedése lényegesen eltért az így készített emulziókéétól. Biztosítanom kellett azonban, hogy az üzemi szennyvíz minősége is megfelelően kiegyenlített legyen. Az üzemi szennyvízminták többségét a veszprémi tejüzem kiegyenlítő medencéjéből előtisztításra feladott, úgynevezett kiegyenlített szennyvízből vettem.

Az üzemből két csatornarendszeren érkezett a szennyvíz a kiegyenlítő medencébe. Mindkét vonalon további kiegyenlítést, előkezelést jelentett egy-egy 1,5-2,5 órás átlagos tartózkodási időt biztosító zsírfogó is / **8. ábra** /.



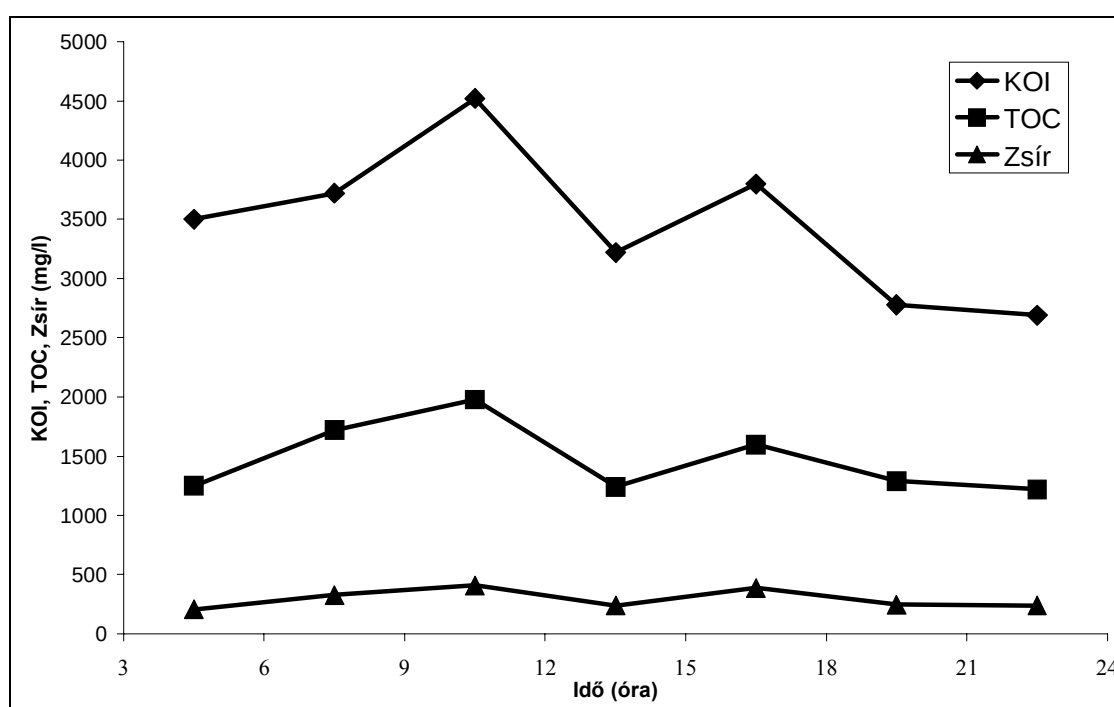
8. ábra A Veszprémi Tejüzem fizikai-kémiai előtisztítását megelőző szennyvíz előkezelő- és kiegyenlítő rendszere.

Előzetes vizsgálataink bizonyították, hogy a zsírfogók a veszprémi tejüzemben a szennyvíz zsírtartalmának mintegy 30%-át már a közös kiegyenlítő medence előtt eltávolítják. A két folyadékáram ezt követően kerül a 150 m³ hasznos térfogatú kiegyenlítő medencébe. A folyadék mennyisége a medencében általában 50-80 m³. Nagyobb átlagos tartózkodási idő esetén, különösen savó eleresztésekor állt fenn a vizsgált időszakban a gyors savanyodás veszélye. Az üzemben a vizsgálatok időszakában naponta 180 - 200 m³ előtisztításra kerülő technológiai szennyvíz keletkezett, így a kiegyenlítés átlagosan 8 órás tartózkodási idővel történt. A kiegyenlítő medence ilyen üzemeltetése mellett a fizikai-kémiai előtisztító teljes leürítését, tisztítását minden hét első napjának reggelén végezte a kezelőszemélyzet. A kiegyenlítő medence hasonló kiürítésére, tisztogatására évente csak egyszer került sor. A fenékiszapot ilyenkor az iszapszállító szippantókocsik a kommunális szennyvíztisztítóba vitték.

A kiegyenlítő medencében a berothadás elkerülése érdekében a terület mentén, fenékközelben rögzített, perforált körvezeték biztosította a levegőztetést. A folyadék feladása a gyengén kúpos lejtésű medencefenék közepéről történt. A kiegyenlítő medencéből vett minták napról napra, sőt egy napon belül is változtak. Annak mértékét a **6. táblázat** és a **9. ábra** szemlélteti. A három órás átlagmintákat fél óránként vett pontmintákból átlagosítottuk.

6. táblázat A Veszprémi Tejüzem kiegyenlítő medencéje előtt vett három órás átlagminták KOI, TOC és extrahálható zsírtartalmának ingadozása egy munkanapon belül. (Kiss 1993)

Mintavétel ideje óra	Szennyezettség, mg/liter		
	KOI	TOC	extrahálható zsír
3-6	3500	1250	210
6-9	3720	1720	330
9-12	4520	1980	410
12-15	3220	1240	240
15-18	3800	1600	390
18-21	2780	1290	250
21-24	2690	1220	240



9. ábra A kiegyenlítő medencéből előtisztításra kerülő szennyvíz minőségének ingadozása egy munkanapon belül.

Az üzemi vizekkel a vizsgálatssorozatot többször is el kellett végezni, mivel az üzemben, mint a legtöbb tej- és sajtüzemben, időszakosan savó eleresztés is történt. Ez mind a medencéből vett minták szennyezettségében, mind azok tisztíthatóságában éreztette hatását. Egy-egy komolyabb savó-lökés után az üzemi tisztítás hatékonysága egy- másfél nap alatt állt vissza az átlagos értékre. Előfordult olyan eset is, amikor véletlenül egy egész tartálykocsi (10 tonna) cukorszirup került a szennyvízbe. Az ekkor keletkezett üzemzavart a kiegyenlítő medence, illetőleg az előtisztító csak egy hét után tudta kiheverni. Ezek a jelenségek is arra utaltak, hogy a kiegyenlítő medencében számottevő biológiai tevékenység van. Az átlagos minőségű kiegyenlített üzemi szennyvízminta a tájékoztató vizsgálatokhoz megfelelt.

Ellenőriztük a kiegyenlítő medence befolyó és elfolyó pontján mérhető koncentrációk összefüggését is. Azt tapasztaltuk, hogy a befolyó szennyvíz minősége (KOI, TOC, extrahálható zsírtartalom) sokkal jobban szórt, és átlagosan 20-30%-kal nagyobb is volt, mint a kiegyenlítőből előtisztításra átszivattyúzott szennyvízé.

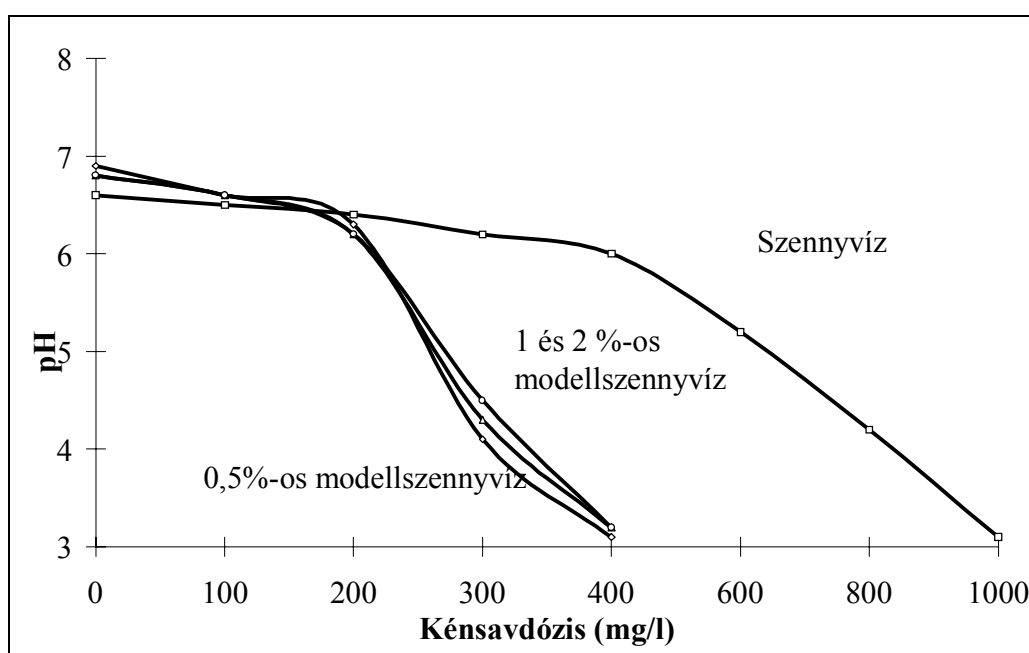
A tájékoztató vizsgálatokat igyekeztünk átlagos minőségű szennyvizekkel végezni. A medencéből a szűrőre feladott folyadékról vizuálisan is megállapítható volt, hogy az közelítőleg milyen szennyezettségű, és milyen mértékű savós "beoltást" kapott. Az utóbbi egyébként a víz pH-értékéből is megfigyelhető volt. A vizsgálatok minden esetben a kiegyenlítő medencéből származó átlagos szennyezettségű szennyvízből történtek.

3.2.3. Koaguláltatás kénsavval az izoelektromos pont közelében

A modellemulziók és üzemi szennyvizek pH-ját 10%-os kénsav hozzáadásával állítottuk be a kívánt értékre. A 2,8%-os zsírtartalmú kereskedelmi tejjel készített 2%-os modellemulzió és a kiegyenlített üzemi szennyvíz átlagos szennyezése közelítőleg megegyezett. Az utóbbinál adott pH beállításához mégis sokkal nagyobb mennyiségű sav kellett, mint a modellemulziónál. Ez a **7. táblázatban** és a **10. ábrán** látható.

7. táblázat A modell-emulziók és a kiegyenlített üzemi szennyvíz pH-változása a kénsavdózis függvényében.

Kénsavdózis, mg/liter	- 2,8% zsírtartalmú tejjel készített emulziók - savassága, pH			Üzemi szennyvíz savassága, pH
	0,5%-os	1,0%-os	2,0%-os	
0	6,9	6,8	6,8	6,6
100	6,6	6,6	6,6	-
200	6,3	6,2	6,2	6,4
300	4,1	4,3	4,5	-
400	3,1	3,2	3,2	6,0
600	-	-	-	5,2
800	-	-	-	4,2
1000	-	-	-	3,1



10. ábra Különböző koncentrációjú modell-emulziók és kiegyenlített tejüzemi szennyvíz kénsavfelvétele a savanyításnál.

A modellemulziók esetében az izoelektromos pont közelében a fehérjék és tejzsír gyors koagulációja következett be. A keletkező csapadék 4,70-3,80 pH között viszonylag jól koagulált, gyorsan felúszott. A kénsav mennyiségének növelésével a koaguláció romlott, a csapadék 3,65-3,45 pH tartományban ülepedett, az ülepedés azonban lassú volt. Egy kritikus érték után a már koagulált csapadék "visszaoldódása" következett be. Sovány tejjel készített emulziók esetében ez a jelenség még jobban megfigyelhető volt, mivel az izoelektromos pont alatt a fehérjék kolloid oldatot képeznek, s ennek megfelelően az emulzió és annak zavarossága eltűnik, gyengén opálos, áttetsző fehérje oldat keletkezik.

Az üzemi szennyvíz esetén a bemutatott adatsor egy a sok lehetséges közül, hiszen ennek a víznek a szennyezettsége a korábban bemutatott ábráknak megfelelően széles tartományban ingadozik. A vizsgált adatsor tehát itt is és a továbbiakban is a lehetőség szerint átlagos szennyezettséget képviselő szennyvízminta vizsgálatának eredményeit kívánja bemutatni. Az adatok tehát tendenciájában adnak elsősorban felvilágosítást az adott vegyszer hatására bekövetkező koagulációról és a szennyezettség csökkenéséről. Valamelyest eltérő szennyezettség esetén a tisztítás hatékonysága is kissé eltért, de tendenciájában az adott vegyszer hatása hasonló maradt. Kiugró szennyezéseknél, mint a lökészerű savóelengedés, éppen a savófehérjék emulgeáló hatására a hatékonyság jelentősebben romolhat, de a szennyezéshullám levonulását követően tapasztalataink alapján az mindig visszatért a mérési adatokkal bemutatott átlagos hatékonyságot reprezentáló értékekre.

Az izoelektromos pont körüli tisztítás lehetőségének pontosítására szűkebb pH-tartományban is végeztünk vizsgálatokat a modellemulziókkal, és a kiegyenlített üzemi szennyvizekkel. A pH-beállítást követően egyórás fázisszétválás után a tisztább folyadékreszből történt a mintavétel és az előtisztított víz maradó szennyezettségének meghatározása. A "tiszt" fázis KOI-értékei a pH függvényében a **8. táblázatban** és a **11. ábrán** láthatók.

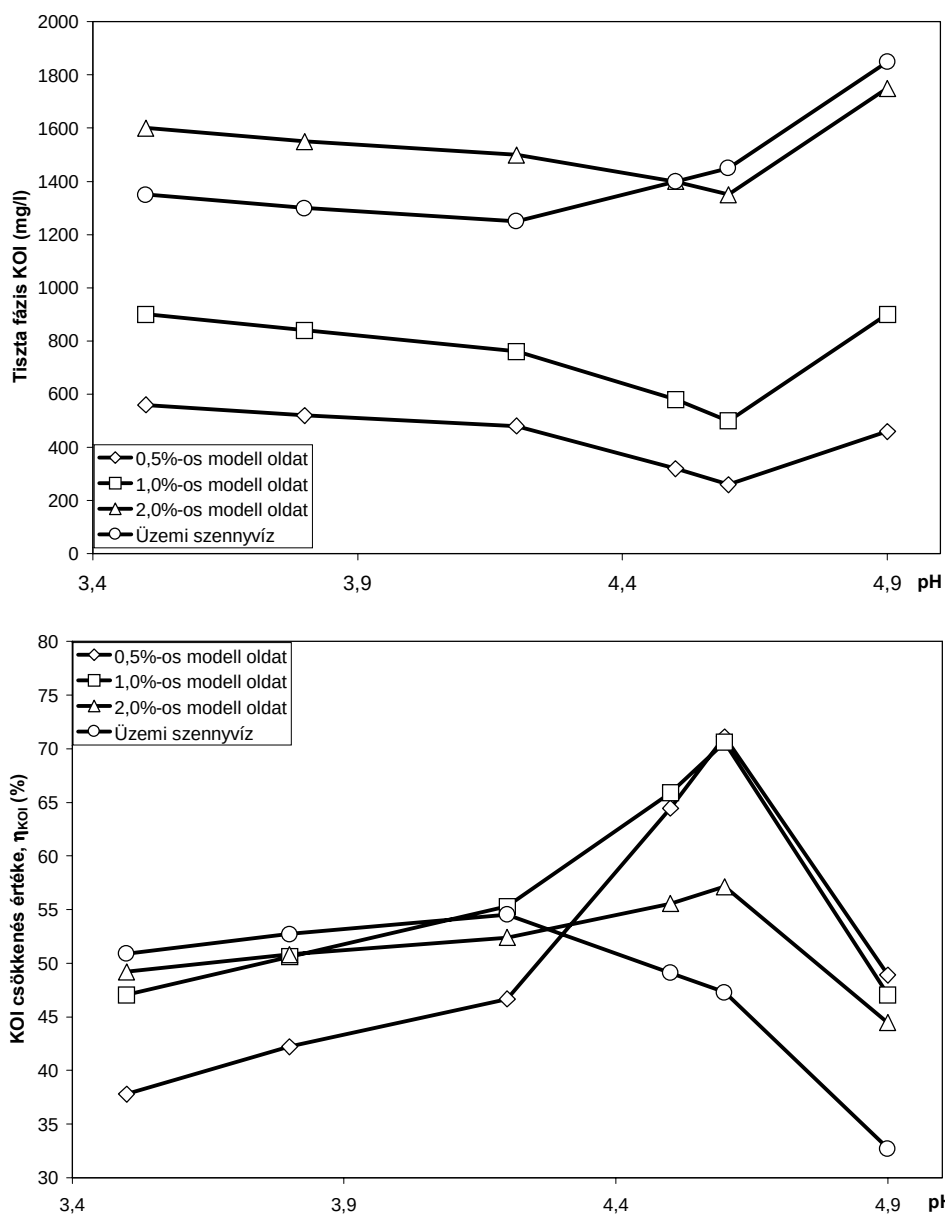
8. táblázat A tiszt fázis maradó KOI szennyezettsége különböző koncentrációjú modell-emulziók és kiegyenlített tejüzemi szennyvíz kénsavas koaguláltatásakor.

pH	A folyadékfázis KOI-szennyezettsége, mg/liter			
	0,5%-os	1,0%-os	2,0%-os	üzemi szennyvíznél
6,8	590	1700	3150	2750
4,9	460	900	1750	1850
4,6	260	500	1350	1450
4,5	320	580	1400	1400
4,2	480	760	1500	1250
3,8	520	840	1550	1300
3,5	560	900	1600	1350

Az üzemi szennyvizek esetén a koaguláció a modellemulziókénál kisebb pH-nál kezdődött, ugyanakkor szélesebb pH-tartományban érvényesült. A kiegyenlítő medencéből vett minták a **10. ábrának** megfelelően annak ellenére, hogy a tejsav bomlásakor savas származékok keletkeznek, sokkal nagyobb pufferhatást mutattak, mint a nyerstej modellemulziója. Ennek részben a pasztörözők mosására használt nátrium-hidroxid is oka. Az üzemi szennyvizek esetén talán éppen ennek következtében a fázisszétválás is lassúbb és tökéletlenebb volt, mint a modellemulzióknál. Az üzemi szennyvíznél a csapadék minden esetben ülepedett. Itt is jelentkezett visszaoldódás a savasabb tartományban, de az kevésbé volt éles, s csak a pH

jelentős csökkenésénél volt számottevő. Megállapítható volt, hogy míg a nyerstej emulziójánál szűk pH-tartományban hatékony csak a kénsav hatására bekövetkező koaguláció, az üzemi szennyvizeknél az szélesebb pH-tartományban jelentkezik és mindig lassan ülepedő csapadékot eredményez.

A kénsavas kicsapítás üzemi megvalósítása a szűk pH-tartományban hatásos koaguláció mellett a nagy kénsavigény miatt sem lehetséges. Az utóbbi jóval meghaladja a közcsatornában megengedhető szulfát-koncentrációt. Ha az izoelektromos pontot sósavval állítanák be, a kénsavnál is tetemes költségigény jelentkezne. Emellett a keletkező iszap szeparációja is nehézkes lenne. Gyakorlatilag csakis flotálással történhetne, amikor a keletkező csapadék teljes mennyiségét a felületről kellene eltávolítani. Ez a keletkező csapadék gyenge mechanikai stabilitása miatt jelentene nehézséget. A felúszó levegőbuborékok olyan turbulenciát okoznának, ami az iszappelyheket széttördelné és a fázisszeparációt lehetetlenné tenné.



11. ábra Az izoelektromos pont környezetében kiváló fehérje és zsír hatására bekövetkező szennyezettség csökkenés, és tisztítási hatékonyság.

Fontos szempont az üzemi szennyvízből eltávolított tejkomponensek újrahasznosítása. Fém sók adagolása nélkül a csapadék akár állati takarmány-komponensként is felhasználható. Az izoelektromos ponton önmagában kicsapódó, koaguláló lebegő részek szeparációja a csapadék-kiválás pH-érzékenysége miatt méréseink alapján gyakorlatilag megvalósíthatatlan. A csapadék elválasztása, flotációja ugyanakkor vegyszeres koaguláltatás esetén polielektrolit segítségével megoldható. A koagulálószer az üzemi gyakorlatban vas- vagy alumíniumsó is lehet. Ilyenkor a koagulációt követően anionos polielektrolitot is adagolnak a flokkuláció gyorsítására.

3.2.4. Fémionokkal, lignoszulfonáttal történő koaguláltatás

A közleményekben javasolt Fe^{3+} , Al^{3+} és LSA hatásának összehasonlítására az izoelektromos ponton történő savas kicsapathoz hasonlóan a kereskedelmi tejből készített friss emulziókkal is elvégeztük a vizsgálatokat, hogy a kiegyenlítés hatását ezek eredményeivel összehasonlítva megítélhessük. Ilyen vizsgálatok csak a 2% tejet tartalmazó emulzióval, valamint a veszprémi tejüzem kiegyenlítő medencéjéből vett üzemi szennyvizekkel történtek. A mérési eredményeket a **9. táblázat** és a **12. ábra** mutatja.

9. táblázat Vegyszeres koaguláltatás hatására bekövetkező KOI-csökkenés modell-emulziók és üzemi szennyvíz esetén /adatok a táblázatban mg KOI/liter mértékegységben/.

	Vegyszerdózis, mg											
Vegyszer	0	50	100	150	175	200	225	250	300	350	400	500
A tiszta fázis KOI-szennyezettsége a 2%-os modellemulziók koaguláltatásakor												
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ *	3150	-	2450	-	-	1900	-	-	1450	-	1200	1100
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ *	3150	-	1400	-	-	1250	-	-	920	-	760	760
LSA /N/ **	3150	-	1450	1250	1050	1050	1100	1450	-	-	-	-
LSA /M/ **	3150	-	1650	1350	1150	980	1000	1260	-	-	-	-
KOI-ben mért szennyezettség csökkenés ugyanott												
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ *	0	-	22	-	-	40	-	-	51	-	61	65
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ *	0	-	57	-	-	60	-	-	71	-	76	76
LSA /N/ **	0	-	54	57	58	58	57	53	-	-	-	-
LSA /M/ **	0	-	48	64	64	69	68	57	-	-	-	-
A tiszta fázis KOI-szennyezettsége kiegyenlített üzemi szennyvíz koaguláltatása												
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ *	2300	-	1400	-	-	1250	-	-	1150	-	960	860
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ *	2300	-	1520	-	-	1100	-	-	930	-	820	740
LSA /N/ **	2300	1850	1350	1250	-	1200	-	1300	1450	-	-	-
LSA /M/ **	2500	1800	1600	1500	-	1450	-	1400	1650	1800	-	-

KOI-ben mért szennyezettség csökkenés

$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ *	0	-	39	-	-	46	-	-	50	-	58	63
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ *	0	-	34	-	-	52	-	-	60	-	64	68
LSA /N/ **	0	20	41	46	-	48	-	44	37	-	-	-
LSA /M/ **	0	28	36	40	-	42	-	44	34	28	-	-

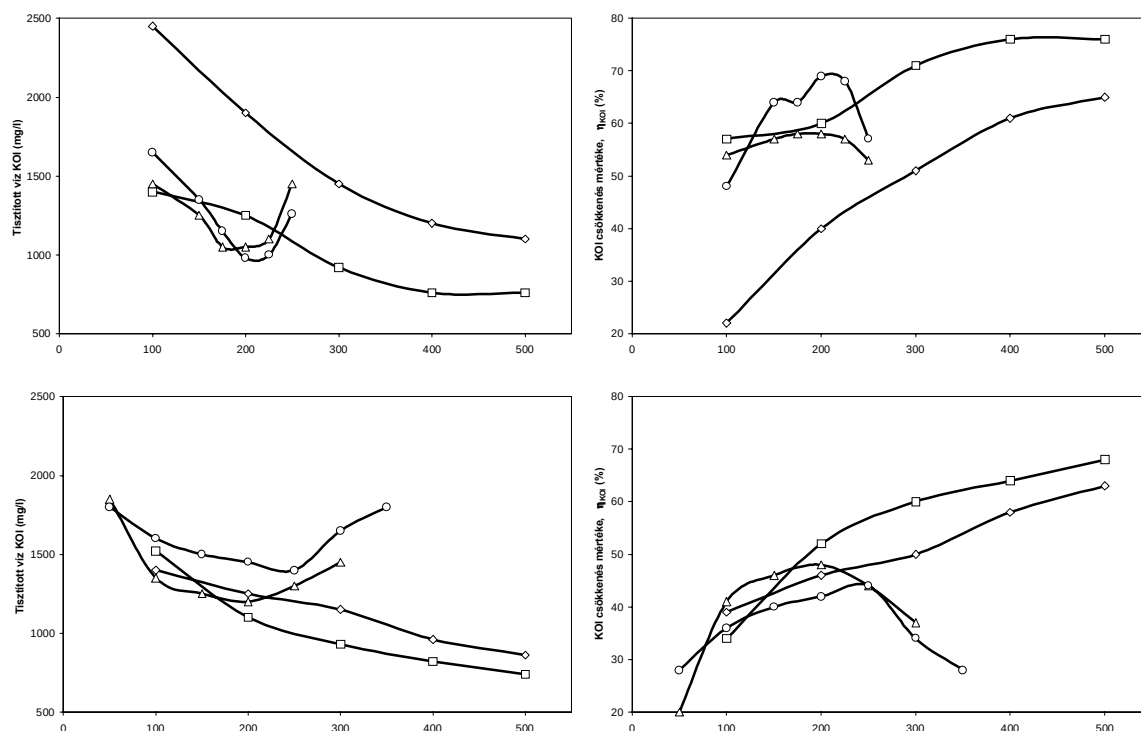
* pH-beállítás nélkül,

** komplexálás pH=3 értéken

LSA /N/ - norvég gyártmányú kereskedelmi lignoszulfonát

LSA /M/ - magyar gyártmányú kereskedelmi lignoszulfonát

A mérések során az emulzióhoz vagy az üzemi szennyvízhez intenzív keverés mellett adtuk hozzá a szükséges vegyszereket. Egy perc intenzív keverés után az előkísérlettel kimért mennyiségű nátrium-hidroxidot is hozzáadtuk az emulzióhoz, ami a kívánt pH beállításához kellett. Ezután további három percig lassú keverést alkalmaztunk a jó flokkuláció érdekében. Mindegyik vegyszer esetében több pH-nál mértük a hatékonyságot. A **12. ábra** a legjobb hatékonyságot mutatja.



12. ábra Különböző vegyszerek hatékonysága a dózis függvényében 2,8% zsírtartalmú tehéntej 2%-os csapvízes modell-emulziója, illetőleg a kiegyenlített üzemi szennyvíz esetében. (Kárpáti et al. 1984, 1989)

alumínium-szulfát / $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ /,

LSA(N) - norvég lignoszulfonát,

vas-II-szulfát / FeSO_4 /,

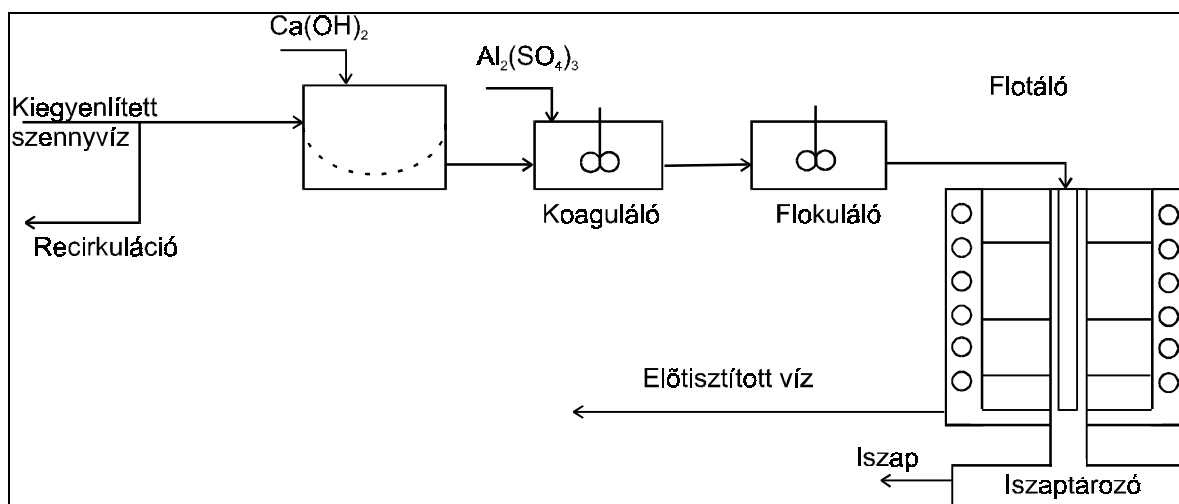
/LSA(M) - magyar lignoszulfonát.

Az LSA esetén az optimális hatékonyság pH = 2,8 - 3,0 között volt. Alumínium-szulfát esetén pH = 7, vas-szulfátnál pH = 8 volt az optimum. A pH beállítására az LSA-nál kénsavat használtunk. Az LSA esetén igen lassú csapadékképződés és iszapfelúszás volt megfigyelhető. A vas- és alumíniumsó esetén, különösen a nagyobb dózisoknál gyorsabb volt a koaguláció, de a lebegő iszap ülepedése mind az 1 literes főzőpohárban, mind az Imhoff-kehelyben lassúnak bizonyult. Az utóbbi esetben a fázisszétválás polielektrolit adagolásakor javult, de attól függően, hogy a gyorsabb keverésnél mennyi levegő került az emulzióba, a csapadék több-kevesebb része fel is úszott.

A vizsgálatok során a modellemulzióknál az eredmények reprodukálhatósága megfelelő volt. Üzemi szennyvizeknél ezzel szemben igen jelentős eltérések adódtak a mindenkori összetételtől függően mind a szennyezettségben, mind a viselkedésben. Ezért is vált szükségessé a minta eredetének, előéletének pontosabb behatárolása, illetőleg a kiegyenlítés hatásának gondosabb tanulmányozása (Olvasó 1983). A vizsgálatok alapján a tej emulziója a tározás során gyorsan destabilizálódik, különösen ha a kiegyenlítő medence mikroorganizmus tenyészetével is beoltják. A tejszír egy része már ekkor koagulál és kisebb szénatomszámú szerves vegyületekre is bomlik. A fehérjék veszítenek eredeti felületi aktivitásukból, és a derítőszeres kisebb dóziséval is elérhető az elektrolitos destabilizációjuk, koagulációjuk. Az ilyen tározás, kiegyenlítés során a tejemulzió szennyezettsége KOI-ban és zsírtartalomban 20-25%-kal is csökkenhet (Olvasó 1983). Ez az üzemi kiegyenlítő medencében is bekövetkezik, hiszen ott a folyamatos visszaoltás eleve biztosított, sőt a zsírfogókból és a termelésből magából is kap elég jelentős beoltást a rendszer (Gyulai 1985).

A vegyszeres tejipari szennyvíz előtisztítás ellenőrzése a Veszprémi Tejüzemben.

Az előtisztítást a veszprémi tejüzemben a már korábban részletezett kiegyenlítésen túl alumínium-szulfátos koaguláció és elektroflotációs iszapelválasztás jelenti. Az elektroflotáló ICI tervdokumentáció alapján készült és az elektródákat is a cég szállította. A tisztítás technológiáját az ÉLTERV készítette (Solymos, 1978). A technológia sémája a **13. ábrán** látható.



13. ábra A Veszprémi Tejüzem alumínium-szulfátos, elektroflotációs szennyvíztisztítója.

A kiegyenlítőből a szükséges pH beállítására a durva szűrőre kerülő folyadékhoz poradagolóval történik a mészhidrárt hozzáadása. A mészhidrárt növeli a keletkező csapadék fajsúlyát, ami növeli az elektródákra ülepedő és azok alatt összegyűlő iszap mennyiségét is. Éppen ezért a mész adagolását amikor csak lehet, elkerülik. Az adott üzemnél az iszapelvételezés lehetősége a flotáló fenekéről egyébként biztosított. Kisebb mennyiségű iszap nem is okoz gondot az üzemeltetésnél. A flotálásnál azonban célszerű az oldott vagy igen finoman diszpergált gázt a flokkulációs szer hozzáadását megelőzően bevinni. Az oldott levegős flotálásnál ez szükségszerűen ilyen sorrendben történik. Ekkor a polielektrolit a csapadékot és a finom gázbuborékokat stabil csapadékrészekké húzza össze, melyek kis fajsúlyuk és jó mechanikai stabilitásuk eredményeként gyors iszapfelúszást eredményeznek. Az eredeti terv szerinti megvalósításnál ez az elv nem érvényesült. A tisztítás hatékonysága az üzem indításakor éppen ezért messze elmaradt a várakozástól. Áttételesen oka volt annak az elektroflotáló rész elégtelen gáztermelése is, amely egyébként igen nagy üzemeltetési költséget is eredményezett.

A beüzemelés során egy véletlen átalakítás, amellyel a flokkulátor keverését igyekeztek javítani, megoldotta a szükséges levegőbevitelt. Az eredeti tervek szerint a **13. ábrán** látható második keverőedény a csapadék lassú keverés mellett történő flokkulációját, öregítését szolgálta volna. A pelyhesített iszaphoz a flotálóba történő vezetés közben megfelelően kialakított keverőcsőben adják a polielektrolitot.

A módosítás során a keverés hatékonyságának növelése érdekében meghosszabbították a keverőtengelyt. Ez olyan körülményeket biztosított, melyek a nagy fordulatszámú keverő által kialakított kavitációs tölcserrel egyidejűleg hatékony levegőbevitelt is eredményeztek. Az adott rendszer alkalmasnak bizonyult a finom levegőbuborékok stabilizálására, kiválásának, felúszásának megakadályozására. A kevert folyadékban olyan mennyiségű gázbuborék stabilizálódott, amely a flotálóra kerülő mintában polielektrolit hozzáadása nélkül is a finom szerkezetű csapadékrész lassú felúszását eredményezte. Levegőbekeverés nélkül a keletkező csapadék egyébként egyértelműen ülepedett. A módosított keverővel működő rendszerben azután a polielektrolit hozzáadását követően a fázissztválás a korábbihoz képest lényegesen gyorsabban történt. A kavitációs levegőbevitelt később, a 80-as évek végén az Egyesült Államokban találmányi bejelentéssel le is védtek, de annak nincsenek veszprémi vonatkozásai.

A kavitációs levegőbevitelt s így a flotálás hatékonyságát tovább javítandó, a keverőtengely végén levő propellert 1981-82 telén tovább módosítottuk. Átmérőjét kicsit megnövelve, a lapátok végét a levegőbevitel növelésére fogazatszerűen alakítottuk ki. Az új keverőelemmel a levegőbevitel, s vele együtt a flotálás hatékonysága tovább javult. A flokkulációs szer hatására összeugró csapadék igen gyorsan felúszott, s a folyadékfázisban csak kevés apró lebegő rész maradt. Ezt az elektródákról felszálló finom buborékok emelték a felszínre. Az üzemi előtisztítás hatékonyságának ellenőrzésére ezt követően került sor.

A mérések idején az üzemben átlagosan 200 mg/liter alumínium-szulfátot adtak a szennyvízhez. A levegőbevitelt követően hozzáadott polielektrolit előbb Praestol 2440, majd Praestol 2935 márkajelű anionos termék volt. A polimer átlagosan 4-6 mg/liter mennyiségben került felhasználásra. A folyadék átlagos tartózkodási ideje a flotálóban az akkori hidraulikus terhelésnél 20-30 perc lett volna, amiért is a 6 kád közül csak 3 üzemeltetésére volt szükség. A flokkuláló csapadékos víz bevezetése a flotálókádakba a központi elosztócsőről történt. A keresztirányú áramlást a kádakban a bevezetéssel szemközti oldalon, bukócsővekkel történő folyadékkelvétel biztosítja. A felületről a felúszó iszapot láncos kotrólapok húzzák a medence folyadékbevezetés felőli oldalára, ahol a felszín alá nyúló terelőlap segítségével történik az iszapelvételezés az elosztócsővel párhuzamosan kialakított csigás vályúba.

A csigák az iszapos vizet a kétszer három kád végén kialakított iszapgyűjtőbe juttatják. Ebben további szétválásra, víztelenedésre van lehetőség. Az elektródák alól időszakosan ugyanide történik a fenékiszap bevezetése. Az iszapgyűjtő kád fenekéről a kivált, lebegőanyagmentes folyadékot a flotált vízhez vezetik. Az iszap-víztelenítésnek határt szab, hogy a 8-10% szárazanyag-tartalomig besűrűsödő felső iszapkéreg a szippantókocsival a kádból már nehezen üríthető. Ilyen esetben többnyire friss vízzel kell hígítani, szétveretni az iszapot a könnyebb szippantás érdekében. Az iszap gyors eltávolítására azért is ügyelni kell, mert a berothadó, savanykás illatú iszap, később igen bűzös lehet. Az iszapot a szippantókocsi az előtisztító beindítása óta a lakossági szennyvíztisztító anaerob rothasztójába szállítja feldolgozásra. A rothasztó előtti aknában keverik azt a biológiai fölösisszappal, majd szivattyúzzák a fűtött rothasztóba.

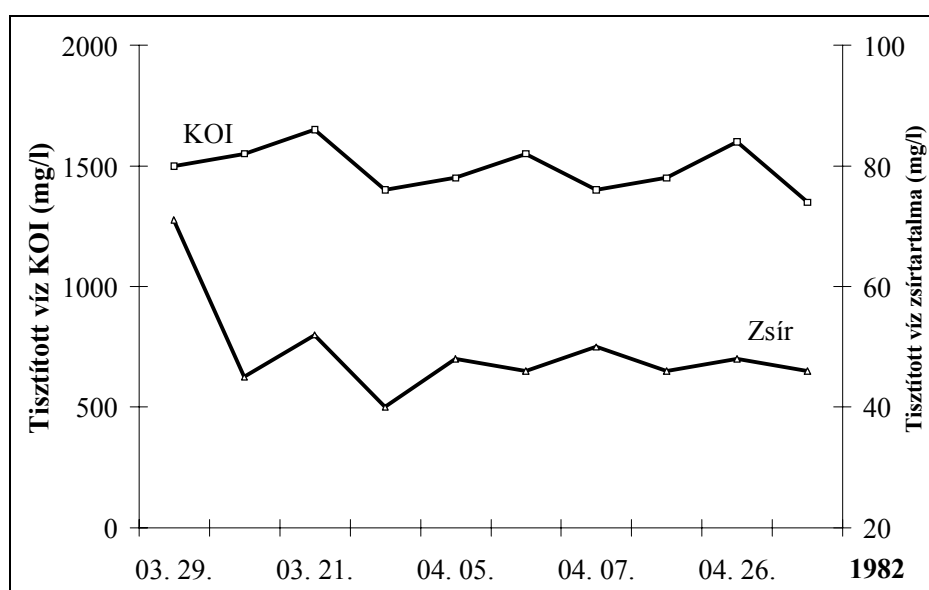
A tisztítás hatékonyságát két időszakban is vizsgáltuk. A második időszakban a tejüzem mellett már egy viszonylag nagy kapacitású jégkrém üzem is működött. Szennyvizét ugyancsak a tejipar szennyvíz-előtisztítójának kellett előkezelnie. A jégkrém üzem szennyvize hasonlóan a tejüzeméhez a szennyvíz-kiegyenlítőn keresztül jut az előtisztítóra. A két időszakban mért tisztítási hatékonyságot a **10-11. táblázatok** és a **14. ábra** mutatja. A **14. ábra** alapján megfigyelhető, hogy az előtisztító a KOI-t mintegy 50-70%-kal, a zsírtartalmat 85-90%-kal tudja csökkenteni. Ezek a fajlagosok a kiegyenlítő-medencéből az előtisztítóba feladott folyadék szennyezettségére vonatkoznak. Az üzemi zsírfogók korábban említett mintegy 25%-os zsíreltávolítását, és a kiegyenlítő medence KOI- és zsírtartalom csökkentését is figyelembe véve a szennyvíz-előtisztítás hatékonysága az ábrán látható értékeknél is jobb. A zsírfogókban összegyűlő zsírréteg eltávolítása és szennyvíztisztító telepre szállítása is a vegyszeres iszapot szállító szippantókocsival történik. Feldolgozására az anaerob rothasztóban kerül sor.

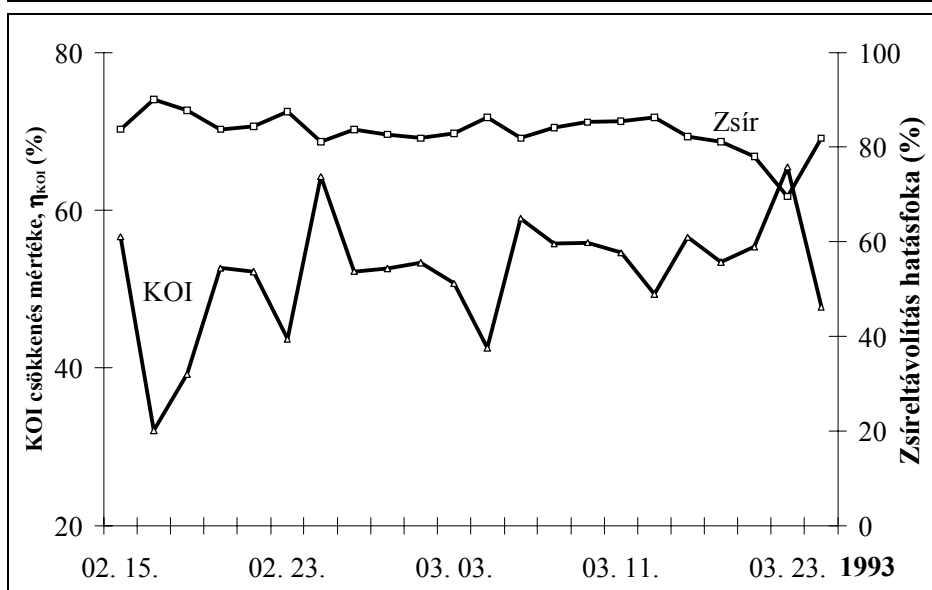
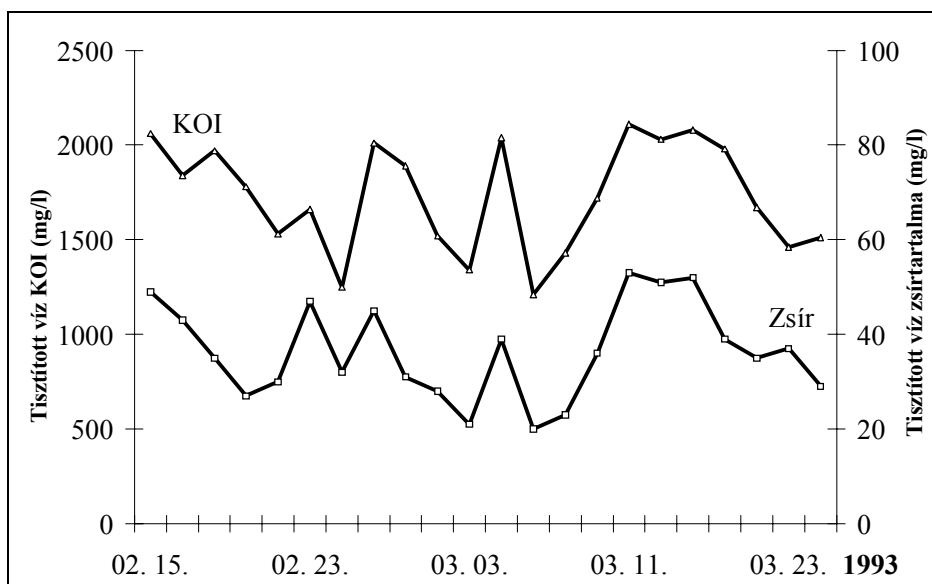
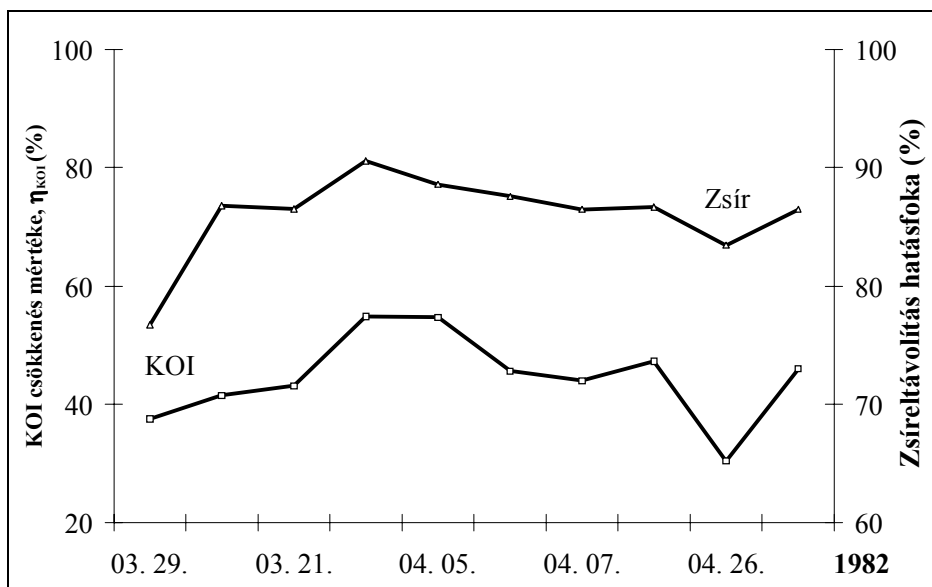
10. táblázat Az alumínium-szulfáttal végzett vegyszeres szennyvíztisztítás hatékonysága a Veszprémi Tejüzemben 1982 tavaszán.

Dátum	pH		KOI, mg/liter		Zsírtartalom, mg/liter	
	kieg. med.	tisztított	kieg. szvíz	Elfolyó víz	kieg. szvíz.	elfolyóvíz
03. 29.	6,8	7,0	2400	1500	305	71
03. 30.	7,0	6,0	2650	1550	340	45
03. 21.	7,0	6,6	2900	1650	385	52
04. 02.	6,8	6,8	3100	1400	425	40
04. 05.	7,0	6,6	3200	1450	420	48
04. 06.	6,8	7,0	2850	1550	370	46
04. 07.	6,8	6,8	2500	1400	370	50
04. 22.	6,8	7,0	2750	1450	345	46
04. 26.	7,0	6,6	2300	1600	290	48
04. 27.	6,8	6,8	2500	1350	340	46

11. táblázat Az alumínium-szulfátos vegyszeres szennyvíztisztítás hatékonysága a veszprémi tejüzemben 1993 tavaszán.

Dátum	Kiegyenlített szennyvíz, mg/liter			Előtisztított szennyvíz, mg/liter		
	KOI	TOC	Extr.zsír.	KOI	TOC	Extr.zsír.
02. 15.	4750	1510	349	2060	950	49
02. 16.	2710	1350	324	1840	860	43
02. 17.	3240	1490	319	1970	870	35
02. 18.	3760	1580	325	1780	830	27
02. 22.	3200	1450	335	1530	670	30
02. 23.	2950	1340	349	1660	710	47
02. 24.	3500	1370	340	1250	640	32
02. 25.	4210	1410	321	2010	820	45
03. 01.	3990	1330	304	1890	850	31
03. 02.	3260	1250	295	1520	680	28
03. 03.	2720	1200	297	1340	630	21
03. 04.	3550	1350	311	2040	950	39
03. 08.	2950	1540	326	1210	590	20
03. 09.	3230	1780	350	1430	610	23
03. 10.	3900	2020	379	1720	790	36
03. 11.	4650	1200	375	2110	970	53
03. 16.	4010	1450	361	2030	880	51
03. 17.	4790	1490	318	2080	910	52
03. 18.	4250	1450	283	1980	870	39
03. 22.	3740	1470	252	1670	810	35
03. 23.	4230	1260	215	1460	720	37
03. 24.	2890	1500	264	1510	710	29





14. ábra A Veszprémi Tejüzemi szennyvíz előtisztítójának KOI- és zsírtávolító hatékonysága két kiválasztott időszakban.

Az előtisztítás után az üzem elfolyó szennyvizének KOI-ja 1400-1600 mg/liter, zsírtartalma 40-50 mg/liter. Az utóbbi abból adódik, hogy igyekeznek a vegyszerfelhasználást minimalizálni. Az előtisztított üzemi szennyvíz ennek megfelelően gyengén opálos, a benne maradó fehérje, zsír- és hidroxid-csapadék következtében. Az alumínium és az időnként adagolt mészhidrát hatására ugyanakkor a tisztított víz összes foszfortartalma 5-10 mg/liter között van, ami azonos, vagy kisebb a kommunális szennyvizénél. Ezzel a lakossági szennyvizénél többszörösen nagyobb KOI-je révén a vegyes szennyvíz KOI/P arányát kedvezőbbé teszi. Ugyanez igaz az előtisztított üzemi szennyvíz kis nitrogéntartalma miatt a KOI/N arány alakulására is.

3.3. A kiegyenlített szennyvíz koaguláltatása mészhidráttal

Amikor az üzemi szennyvizek laboratóriumi vizsgálatainál a pH beállítása a fémsó-oldatok hozzáadását követően történt mészhidráttal, a keletkező csapadék fajsúlya megnőtt, és az iszap mindig ülepedett. A modellemulzióknál az iszap egy része ilyenkor is felúszott.

Meglepő jelenséget tapasztaltunk, amikor a mészhidrát-port a fémsók adagolását megelőzően adtuk a modell-emulziókhoz, illetőleg a kiegyenlített üzemi szennyvizekhez. Azok teljesen eltérően viselkedtek. Nagyobb mennyiségű mészhidrát hatására sem történt semmi a friss emulzióknál, ugyanakkor a kiegyenlített szennyvízből ilyenkor az esetek többségében gyakorlatilag teljesen kicsapódtak a lebegő részek. A modellemulzióknál a zsírok és fehérjék kicsapódása még nagyobb mészhidrát-adagoknál is korlátozott volt, miközben a folyadékrész mindig zavaros, opálos maradt, csaknem olyan, mint az eredeti emulzió volt. Kiderült, hogy a friss tej emulziójának a tejfehérjék olyan kolloid stabilitást biztosítanak, hogy csak mészhidrát hozzáadásával a tejszír- és tejfehérje-kolloid megbonthatatlan.

A mészhidrát korlátozottan oldódik a vízben /1,9 g/liter/, és amellet oldódása lassú is. Feleslegének nagy része kiülepedik az emulzióból. A mészhidráthoz tapadó, azzal kiülepedő fehérje- és tejszírmennyiség friss emulzióknál minimális. A folyadékfázis szennyezettsége ilyenkor jóval kisebb mértékben csökken, mint a teljes lebegőanyag-eltávolításnál. A tejszíros és zsírmentes tejjel készített emulziók, valamint a kiegyenlített üzemi szennyvíz különböző mennyiségű mészhidrát-adag hatására történő tisztulását mutatja a **12. táblázat**.

Mint a **12. táblázatból** is látható, a zsírmentes soványtejjel szemben a 2,8%-os zsírtartalmú kereskedelmi tejjel készített emulzióknál nagyobb KOI-csökkenés és zsíreltávolítás tapasztalható a mészhidrát dózisának növelésével. A fehérje és zsíreltávolítás azonban mindkét modellemulzió esetén korlátozott. Ezzel szemben a kiegyenlített üzemi szennyvízből viszonylag kis mennyiségű mészhidrát hatására teljes lebegőanyag-kicsapódás és kiülepedés következett be. Részletesebb vizsgálatok során a különböző mészhidrát-dózisok esetén kiülepedett iszap mennyiségét és annak extrahálható zsírtartalmát is meghatároztam. A mérési eredmények a **15-16. ábrákon** láthatók.

A modell-szennyvíz és az üzemi szennyvíz KOI- és extrahálható zsírtartalma a vizsgálatoknál közelítőleg azonos volt. A 2,8% zsírtartalmú kereskedelmi tej emulziójánál 1,5 g/liter mészhidrát-dózigig jelentkezett egy dózisarányos csapadékkiválás, fölötté viszonylag nagyobb mennyiségű mészhidrát maradt lebegő formában a folyadékfázisban. A folyadékrész ilyenkor tejszerűen zavaros volt. A kiegyenlített tejüzemi szennyvíznél 1-1,25 g/liter mészhidrát-dózis fölött a vegyszer csaknem kétszeres mennyiségének megfelelő csapadék kiülepedése volt tapasztalható. Ilyenkor a csapadék a tej fehérje- és zsírtartalmát is eltávolította, a folyadékrész zavarosságmentessé, teljesen átlátszóvá vált.

12. táblázat Friss tej emulziójának, valamint a kiegyenlített üzemi elfolyó víznek a szennyezettség csökkenése különböző mészhidrát-dózisok hatására.

Mészhidrát dózis, mg/l	Szennyezettség, mg/liter			Szennyezettség csökkenése, %		
	KOI	TOC	Extr. zsír	KOI	TOC	Extr. zsír
Zsírmentes soványtej 2%-os friss emulziója						
0	1980	860	-	-	-	-
1500	1760	790	-	10	8	-
3000	1640	770	-	16	10	-
4500	1550	730	-	21	15	-
Városi tej /2,8% zsírtartalmú/ 2%-os friss emulziója						
0	3280	1280	510	-	-	-
1500	2050	870	340	37	32	33
3000	1595	745	226	51	42	56
4500	1480	680	110	55	47	82
Kiegyenlített tejüzemi szennyvíz - Veszprémi Tejüzem						
0	2650	1100	365	-	-	-
1000	1220	680	120	54	38,2	67,1
1250	810	420	45	69,4	61,8	87,7
1500	800	410	48	69,8	62,7	86,8
1750	810	390	36	69,4	64,5	90,1

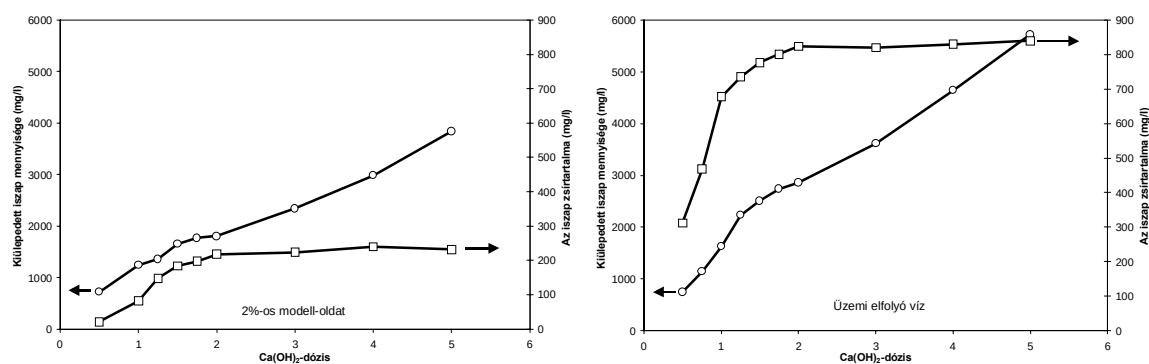
A zsír eltávolítását a folyadékfázisból a csapadékból széntetrakloriddal extrahált (Soxhlet) zsírmennyiségek is igazolták. Míg a nyerstej emulziójánál a zsírleválás csak 1 g mészhidrát/liter dózis fölött jelentkezett és ott is csak korlátozott mértékben, addig a kiegyenlített üzemi szennyvíz esetében e fölött a dózis fölött gyakorlatilag teljes volt. Hogy a két vizsgálatsorozat esetében a vizes fázisban maradt lebegőanyag és zsír mennyiségét pontosíthassuk, 400 mg/liter vas-II-szulfáttal a folyadékfázisban maradt lebegőanyag teljes mennyiségét kicsapattuk és a szárított csapadékból extrakcióval határoztuk meg annak zsírtartalmát. A keletkezett csapadék-mennyiségeket és azok extrahált zsírtartalmait mutatja a **13. táblázat** és **16. ábra**.

13. táblázat A mészhidrát hatására kicsapódó, illetőleg folyadékfázisban maradó lebegő-anyag és tejszír mennyiségek modellemulziónál és kiegyenlített üzemi szennyvíznél.

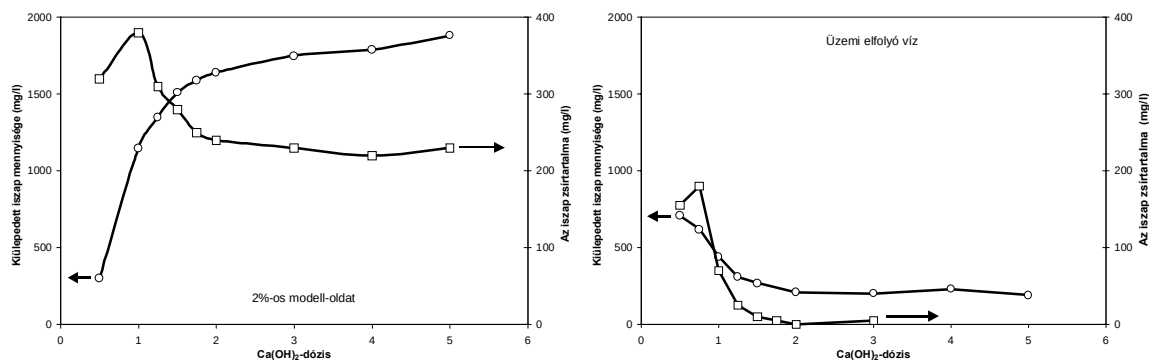
Szennyvíz típusa	Mészhidrát-dózis, gramm / liter									
	0,5	0,75	1,0	1,25	1,5	1,75	2,0	3	4	5
Mészhidrát hozzáadásakor kiülepedett iszap mennyisége, mg /liter										
2%-os modellemulzió	720	-	1240	1360	1650	1770	1810	2340	2980	3840
üzemi szennyvíz	750	1140	1620	2230	2510	2740	2860	3610	4640	5720
A mészhidráttal kiülepedett iszap extrahált -CCl ₄ - zsírtartalma, mg/liter										
2%-os modellemulzió	21	-	82	148	184	198	218	224	240	232
üzemi szennyvíz	312	468	678	735	777	801	824	820	830	840
A folyadékfázisból 400 mg/liter vegyszeradagolás hatására kivált csapadék mennyisége, mg/liter										
2%-os modellemulzió	304	-	1150	1350	1510	1590	1640	1750	1790	1880
üzemi szennyvíz	710	620	440	310	270	-	210	200	230	190

Az folyadékfázisból a vas-II-szulfát hatására kicsapódott rész / tejzsír, tejfehérje és vas-II-hidroxid / extrahált zsírtartalma, mg/liter										
2%-os modellemulzió	320	-	380	310	280	250	240	230	220	230
üzemi szennyvíz	155	180	70	25	10	5	0	5	-	-

A **15. ábra** jól szemlélteti, hogy kis mészhidrát-dózisnál a tejemulzió esetén a tej fehérje és tejzsír hányadának jó része a vizes fázisban marad. 2 g mészhidrát/liter dózis fölött a tejzsír mintegy fele kerül a csapadékba, fele emulgeált formában a folyadékfázisban marad. A kiegyenlített üzemi szennyvíz esetében ez teljesen eltérő volt. Már 1 g mészhidrát/liter vegyszerdózisnál csapadékba került a tejzsír-tartalom döntő része. 1,5 g/liter fölött gyakorlatilag nem maradt extrahálható tejzsír a zavarosságmentes folyadékrészben. A vizsgálatok során kialakított módszer egyébként tejipari szennyvizek extrahálható zsírtartalmának meghatározására kitűnően alkalmas, összehasonlíthatatlanul pontosabb a jelenleg is érvényben levő szabványvizsgálatnál (Fülöp 1987).



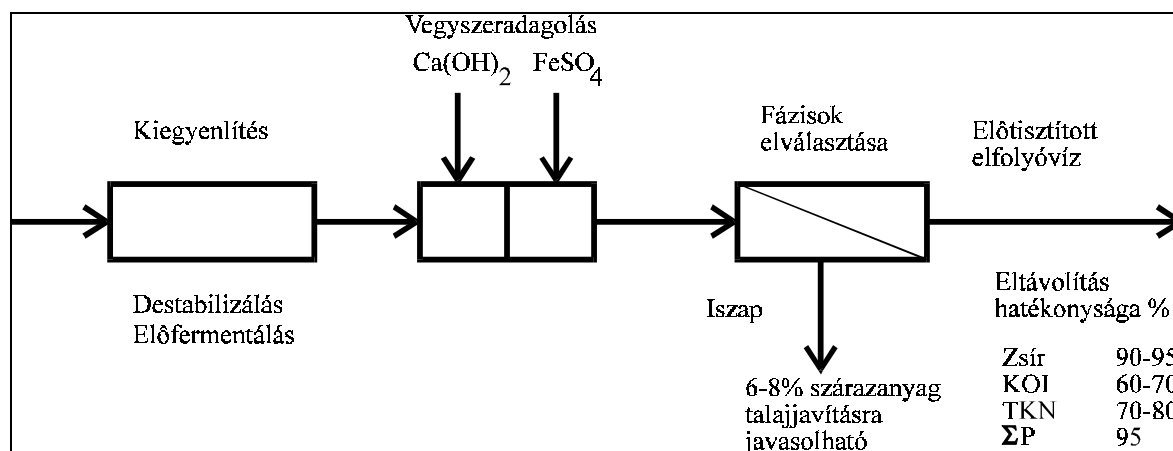
15. ábra A mészhidrát-adagolás hatására keletkezett csapadék mennyiség és annak tejzsírtartalma a mészhidrát-dózis függvényében. (Kárpáti et al. 1990b)



16. ábra A mészhidrát-adagoláskor lebegő formában a folyadékfázisban maradó anyagmennyiség és annak extrahálható zsírtartalma a mészhidrát-dózis függvényében. (Kárpáti et al. 1990b)

A leírt jelenség, a megfelelő kiegyenlítés után mészhidrátal történő koaguláltatás üzemeshetőnek tűnt. A biztonság kedvéért a mészhidrát hozzáadása és koaguláltatás után célszerűnek látszott kevés vas-II-szulfát hozzáadása is. Az utóbbi mintegy flokkulálószerként működött, ha a mészhidrátal a koagulációt és a csapadék öregítését megfelelően végeztük. A vizsgálatok alapján ilyen megoldásnál, amely a **17. ábrán** látható, igen jó hatékonyság biztosítható a szennyezettség csökkentésében (Kárpáti 1989). Az adott zsírtartalom-csökkentés a közcsatorna igényét minden esetben kielégíti. A nagyon szennyezett, savós szennyvizek esetében azonban nem érhető el a KOI tekintetében a határérték.

A találmányi bejelentés a tejipari szennyvizek méshidrátos / vas-II-szulfátos tisztítására 1984 szeptemberében történt, és már a következő év tavaszán sor került az első üzem indítására is.



17. ábra A méshidrátos / vas-szulfátos tejipari szennyvíztisztítás technológiai sémája.

3.4. A méshidrátos kicsapás üzemi kiépítése és hatékonysága

Az üzemelésnél a legnehezebb feladatot nem a 17. ábrán bemutatott kétfélecsős koaguláció és flokkuláció jelentette. Ezeket könnyű tervezni, megvalósítani. Az sem okozott engedélyezési problémát a hatóságoknak, hogy a kiegyenlítő medence az üzemeken belül volt. A szennyvíz-kiegyenlítő medencék kialakítását a tejüzemekben nem tiltja semmilyen jogszabály. Beüzemelésükénél egyébként sem használtunk semmilyen tejüzem-idegen oltótenyészetet. Megfelelő volt a már jól működő üzemi kiegyenlítő medencékből történő áttöltés. A kiegyenlítő - destabilizáló medence így semmiképpen nem volt iparág-idegen. Kellő elővigyázat esetén a korábbi gyakorlathoz képest alig jelentett változást.

A medence levegőztetése sem volt új dolog, hiszen számos tejüzemben korábban is történt ilyen levegő-befúvatás a berothadás megakadályozására. A kiegyenlítő méretezésére, üzemeltetésére azonban fokozott gondot kellett fordítanunk. Kritikus a lökészerű sav- és lúgterhelésektől való védelem és a szennyvíz hőmérséklete. Az utóbbi miatt a kiegyenlítő medencét célszerű hőszigeteléssel ellátni.

Az első üzemi tisztítót a viszonylag nagy feldolgozási kapacitású Zala Megyei Tejipari Vállalat próbaképpen építtette egy kisebb méretű sajtüzemében Zalaszentgróton. Az üzem akkor napi 40-60 ezer liter tejből készített sajtot. A feldolgozáshoz közelítőleg azonos mennyiségű friss vizet használt fel. Az üzemben tehát igen szigorú vízgazdálkodás érvényesült. A keletkező savó csaknem teljes mennyiségét a zalaegerszegi üzembe szállították továbbfeldolgozásra. A tisztogatások, savócsöpögés, elfolyások eredményeként az üzemben ezzel együtt meglehetősen tömény, savós szennyvíz keletkezett.

A szennyvíz kiegyenlítését két korábban savó tárolására használt, összesen 20 m³ térfogatú, szabad térben, beton lábazaton elhelyezett tartályban kellett megoldanunk. A megfelelő iszap-visszatartáshoz a tartályokban megfelelő térelválasztást kellett kialakítani. A kevert térrészbe ugyanakkor levegőbevezetést biztosítottunk. Az üzemből a nyers szennyvíz 4000-6000 mg KOI/liter szennyezettséggel érkezett a kiegyenlítő medencébe. A mérsékelt levegőztetés hatására a destabilizáló tartályban a KOI ennél az üzemnél is a veszprémi tejüzem szennyvíz-kiegyenlítőjéhez hasonlóan jelentős mértékben csökkent. Az abból vegyszeres kezelésre kerülő

szennyvíz KOI-je már csak 4000-4500 mg/liter között volt. A zsírtartalom a szennyvízben nem volt jelentős, 400-600 mg/liter között változott. Ez természetesen az átlagértékekre igaz, kiugró szennyezések időnként itt is előfordultak.

A vegyszerek hatására a tejszír és fehérjék megfelelően kicsapódtak, kiüledtek a biológiailag előkezelt szennyvízből. A tisztított víz KOI-je 1500-2000 mg/liter, összes nitrogéntartalma (TKN) 10-20 mg/liter, összes foszfortartalma pedig 0,5-1,5 mg/liter között változott. A kirázásos módszerrel mért extrahálható zsírtartalom a tisztított mintákban 10-20 mg/liter, a kicsapatasos módszerrel mért érték rendszeresen ennek a kétszerese volt. A vizes fázissal a közcsatornába kerülő vas mennyisége a mintákban 1-2 mg/liter között volt. A minták lúgos-sága kezdetben pH=11 körül volt, de kommunális szennyvízzel 1:1 arányban hígítva a pH 9 - 9,5 közé állt be. Fenolftalein indikátor mellett sósavval titrálva mértük az elfolyó vízben maradó oldott kalcium-hidroxid mennyiségét. A számítás alapján az 220 - 260 mg/liter volt. Megjegyzendő, hogy a destabilizátorban keletkező széndioxid eredményeként a folyadék nagy mennyiségben tartalmazott hidrokarbonátot. A lúgos mosás szennyezésének (NaOH) eredményeként a rendszer pufferkapacitása egyébként is nőtt.

A vegyszeres előtisztításnál használt kalcium- és vasionok minden esetben igen hatékony foszforeltávolítást biztosítottak. A sajtüzemi nyers szennyvíz összes foszfortartalma literenként 50-100 mg között volt, így a foszforeltávolítás átlagosan 97% fölöttinek adódott. A sajtüzem előtisztított szennyvize azonban még az előtisztítás után is átlagosan háromszor annyi KOI-t tartalmazott (könnyen bontható, oldott vegyületek formájában), mint a kommunális szennyvíz. Összes nitrogéntartalma azonban a lakossági szennyvízének csak harmada, ötöde volt. Az összes foszfortartalom ezzel szemben az átlagos lakossági szennyvízének tizedére, tizenötödre csökkent. A KOI:N:P-arány így az előtisztított tejipari szennyvízben 100:1:0,07 körül alakult, ami igen messze van a hagyományos biológiai szennyvíztisztításnál optimálisnak talált 100:5:1 aránytól. Az előtisztított tejüzemi szennyvíz ennek megfelelően az egyesített szennyvízben a lakossági szennyvíz nagy nitrogén- és foszforfeleslegét valamelyest kompenzálja.

A zalaszentgróti sajtüzemnél a szennyvíz-előtisztítót igen kis területen, az üzemépület és a kerítés között, a korábbi savótartályok mellett, teljesen nyitott térben, az utcafronton kellett megépíteni. A kiegyenlítő az említett savótartályokból alakították ki. Komolyabb költséget csak a vegyszeradagolók és bekeverők, valamint az ülepítő képviseltek. A keletkezett iszap tározására is egy korábban beszerzett, néhány köbméteres tartályt használtak fel. A tisztító kiépítését ezért igen kis összegből meg tudták oldani. Ettől függetlenül azon évekig nem kellett semmilyen módosítást, átalakítást végezni, feladatát megfelelően teljesítette.

Legnehezebb az ülepítő kialakítása volt a kis hely és speciális elhelyezkedés miatt. Az iszap viselkedésének hiányos ismerete miatt a méretnövelés tekintetében a tervezésnél ebben az időszakban még voltak bizonytalanságaink. Meglehetősen bonyolult, flokkulátorcsöves kialakítással véltük csak biztosíthatónak az erősen savós szennyvízből keletkező csapadék ülepítését. A 60 cm vízmélységig lenyúló, 10 cm átmérőjű műanyag flokkulátorcsöveket négyzetszerű elrendezésben egymástól 50 centiméterre helyeztük el. A bevezetéssel a csövekben a folyadéknak perdületet biztosítottunk, aminek a jó flokkulációt kellett segítenie. A tiszta fázis elvétele a folyadék felszínén futó, réselt vályúkkal történt. Ezekre rögzítettük a flokkulátorcsövek tartóelemeit. A tiszta vizes fázist az ülepítő szélén kialakított csatorna vezette a közcsatornába. Az egyenletes folyadékelosztás adott minimális térfogatáram fölött volt csak biztosítható a rendszernél. Az ülepítő egyenletes terhelése érdekében a vegyszeres előtisztítást ezért nem folyamatosan, hanem csak a munkanap egy részében végezte az üzem, a mindenkor érkező folyadékmennyiség függvényében. Az ülepítő felületi terhelését ebben az üzemben 0,7 m/óra értékre terveztük.

A hosszanti, téglalap alakú ülepítő 3 négyzetes részből állt. Az iszapot mindhárom térrészből az alul zsompszerűen kialakított fenékrészből, felülről nyitható zárószerkezettel lehetett az iszapgyűjtő tartályba juttatni. Elszállítása abból szippantókocsival, időszakosan történt. Az iszapot ugyanarra a művelés alól időszakosan kivont, barázdás iszapszikkasztó területre helyezték ki, ahova a kommunális szennyvíztisztító gravitációsan sűrített iszapja is került.

Az üzem indítását követően megvizsgáltuk a keletkező iszap vízteleníthetőségét is. Félüzemi dekanterrel végzett mérések alapján az elővíztelenítés ezzel a módszerrel lehetséges. Poli-elektrolit felhasználására a víztelenítéshez mindenképpen szükség van. Az így előállított szennyvíziszap szárazanyag tartalma 20-22% között változott. Igen érdekes, hogy ez az iszap állagát illetően lényegesen hígabbnak hatott, mint a hasonló szárazanyag tartalmú kommunális szennyvíziszapok.

A hatóságok kezdetben kifogásolták a tisztított elfolyó víz lúgosságát. Az üzem ezért csökkentette a mészhidrát dózisát. Az üzemi biológiai szennyvíz előkezelés stabilizálódásával a tisztítás hatékonyságában ez nem okozott észrevehető romlást. A második év folyamán az üzemből már csak pH = 9,5 - 10 közötti kémhatású előtisztított szennyvíz került a közcsonnába.

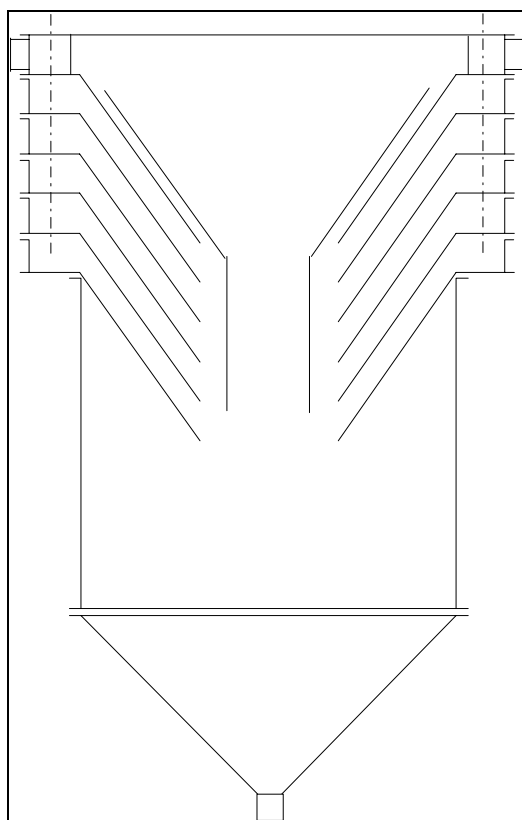
A másodiknak épített, 100 m³ /nap teljesítményű soproni tejüzemi előtisztító elvében és kialakításában az elsővel teljesen megegyezett. Ennél az üzemnél azonban teljesen új szennyvíz-előtisztítót kellett építeni, ami új kiegyenlítő medence építését is jelentette. Az iszappal történő áttöltés abba Zalaszentgrótról történt. Az előtisztítás hatékonysága a zalaszentgróti üzemnél valamivel jobb lett. Sopronban a tejüzemnél ugyanis savó gyakorlatilag nem keletkezett. A lebegő szennyező részek aránya ennek megfelelően a nyers szennyvízben eleve nagyobb volt. Az üzem esetében a tisztítás hatékonysága, az elfolyó víz kémhatása ellen semmilyen kifogás nem merült fel az üzemeltetés során.

A harmadik, legnagyobb teljesítményű előtisztító megépítésére a Zalaegerszegi Tejüzemben került sor. Az adottságok részben ott is behatárolták a kiegyenlítő, destabilizáló egység kiépítését. A korábbi szennyvíztisztító építkezéséből megmaradt, összesen 130 köbméter térfogatú betonmedencét használtuk fel a kiegyenlítés - destabilizálás céljára. Levegőztetést és iszap-recirkulációt itt is biztosítottunk a medencében. A korábbi térrészek célszerű sorba kötésével a biológiai destabilizációt biztonságosabbá tehattük. Erre szükség is volt, hiszen egy nagy kapacitású városellátó tejüzemre és sajtüzemre kellett a tisztítást tervezni. Ennél az üzemnél a CIP-rendszer esetenként igen nagy savas és lúgos szennyvíz-lökéseket eredményezhetett.

Az üzem termelése jóval sokoldalúbb a hagyományos tejüzemekénél. Voltak időszakok, amikor a porító üzem liszt és savó keverékéből táptakarmányt is készített. Máskor tojásfehérje porítása volt a feladata. Időnként a savó feleslege miatt is előfordultak jelentősebb savóterhelések. A kiegyenlítő - destabilizáló medencét ettől függetlenül a korábbi tapasztalatok alapján átlagosan 6-7 órás tartózkodási időre terveztük. A vegyszerbekeverőket és ülepítőket a terület szűkössége miatt ennél az üzemnél a kiegyenlítő medencék fölött helyeztük el. Részben ezért is, az ülepítőket üvegszál erősítésű poliészterből kellett készíteni.

A technológia az indítást követően a korábbi megoldásokkal teljesen megegyező volt (**17. ábra**). Eltérést csak az iszap ülepítése jelentett. Az ülepítőtér jobb kihasználása érdekében kör keresztmetszetű, úgynevezett tölcéses ülepítőket terveztünk **/18. ábra/**. Az ülepítők alsó része iszapsűrítőként működött. Fölötte több, tölcészerű betét biztosította a jobb folyadékelosztást és áramlási feltételeket. A tölcések hengeres része az ülepítőből értelem szerűen hiányzott. Ezzel a megoldással a lemezes ülepítők előnyeit kívántuk érvényesíteni. Az ott kedvezőnek talált dőlésszöget is megtartottuk. Az ülepítőket az előre elkészített hengerpalástokból és

tölcséres elemekből a helyszínen ragasztották össze. A lebegőanyagmentes folyadék rész a hengerpalást mellett célszerűen kialakított perforáción keresztül tudott felfelé áramlani az ülepítőben. A tiszta fázis elvezetése a legfelső tölcsernél kialakított körvályúból történt.



18. ábra A tölcéres iszapülepítők kialakítása.

A folyadékbevitelt egy ténylegesen tölcérszerű betételemmel alakítottuk ki. Ez a legfelső tölcser alsó részére feküdt fel. A kívánt mélységbe vezette le és ott osztotta el a flokkulált folyadékáramot. A vegyszerbekeverőket követően az ülepítők előtt további flokkuláló, folyadék-elosztó tartályt is kialakítottunk. Ebből az ülepítők legfelső tölcserébe érintőlegesen vezettük be a folyadékot, amelyben ismét nagy pelyhekké flokkulált csapadék. Az ülepítők központi levezető csövében - tölcser - a kialakult pelyhek már nem töredezték össze.

Az ülepítők annyira jól működtek, hogy rendszerint csak három, maximálisan négy volt üzemben a megépített hat egységből. A víz tökéletes ülepedése már ennyi egységben is biztosítható volt. A felületi folyadékterhelés az ülepítőkben 2 m/óra lett. Apróbb üzemzavarok természetesen itt is előfordultak. Néhány esetben savval, lúggal sikerült sokkolni a biológiát, de előfordult olyan klór-eleresztés is az üzemben, amely néhány órára csapadékfelúszást eredményezett az ülepítőkben. Ezeknél a rendellenességeknél a kiegyenlítő medence mikroorganizmusai rendszerint kisebb - nagyobb mértékben károsodtak, mint ahogy az időnként valamennyi üzemünkben bekövetkezett. A tisztító normális hatékonysága azonban a zalaegerszegi üzemnél is egy napon belül helyreállt.

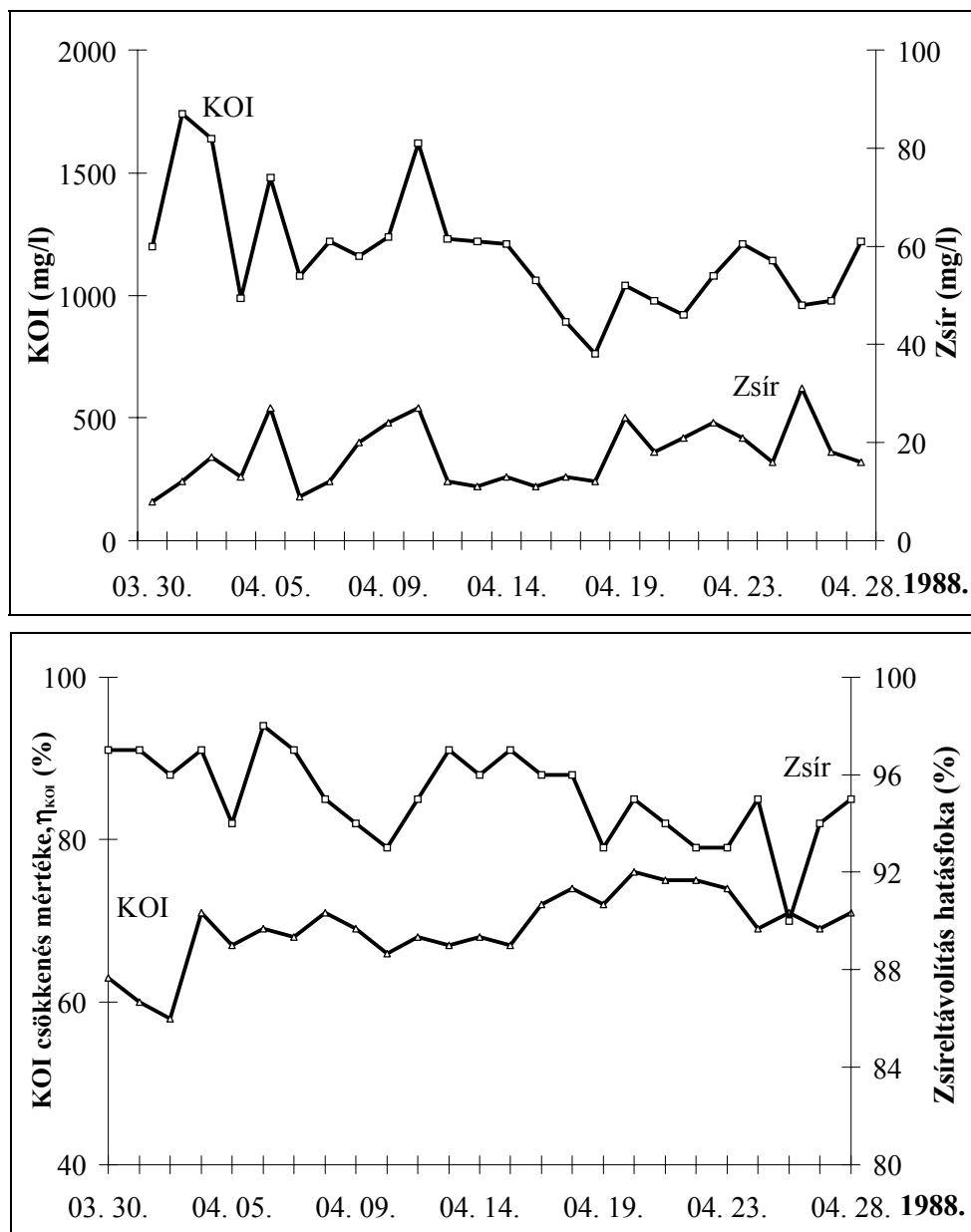
A zalaegerszegi tejipari szennyvíz-előtisztító beüzemelés utáni hatékonyságát a **14. táblázat** és a **19. ábra** mutatja (Kárpáti et al. 1990b).

14. táblázat A zalaegerszegi tejüzemi szennyvíz-előtisztító mérési eredményei az indítás utáni időszakban.

Dátum, 1988	Tisztított szennyvíz jellemzői, mg/liter		Tisztítás hatékonysága, %	
	KOI	zsírtartalom	KOI-re	zsírtartalomra
03. 30.	1200	8	63	97
03. 31.	1740	12	60	97
04. 01.	1640	17	58	96
04. 02.	990	13	71	97
04. 05.	1480	27	67	94
04. 06.	1080	9	69	98
04. 07.	1220	12	68	97
04. 08.	1160	20	71	95
04. 09.	1240	24	69	94
04. 11.	1620	27	66	93
04. 12.	1230	12	68	95
04. 13.	1220	11	67	97
04. 14.	1210	13	68	96
04. 15.	1060	11	67	97
04. 16.	890	13	72	96
04. 18.	760	12	74	96
04. 19.	1040	25	72	93
04. 20.	980	18	76	95
04. 21.	920	21	75	94
04. 22.	1080	24	75	93
04. 23.	1210	21	74	93
04. 25.	1140	16	69	95
04. 26.	960	31	71	90
04. 27.	980	18	69	94
04. 28.	1220	16	71	95

Érdekes tapasztalat volt, hogy az üzemben a nem műanyagból készített vezetékeket még ott is ki kellett cserélni, ahol azok savval elvileg nem is érintkeznek. A vegyszerbekeverés után a zalaegerszegi üzemnél hosszabb csővezeték viszi fel az iszapos vizet a flokkuláló, elosztó tartályba. A 10 cm átmérőjű cső a karbonátos zsírkiválás miatt évente rendszeresen teljesen eldugult. Ezt is ki kellett cserélni műanyagcsőre. Csak így lehetett a lerakódást időnként savazással eltávolítani a vezetékből.

Megfigyelhető, hogy az extrahálható zsírtartalom a tisztított vízben igen kicsi, de a KOI az indulás időszakában még a viszonylagosan jó KOI-eltávolítási hatékonyság ellenére is a közcsatorna határértéke körül volt. A tisztító beüzemelésével, a kezelőszemélyzet betanulásával a tisztított víz KOI-je ugyan átlagosan 800 - 1000 közé csökkent.

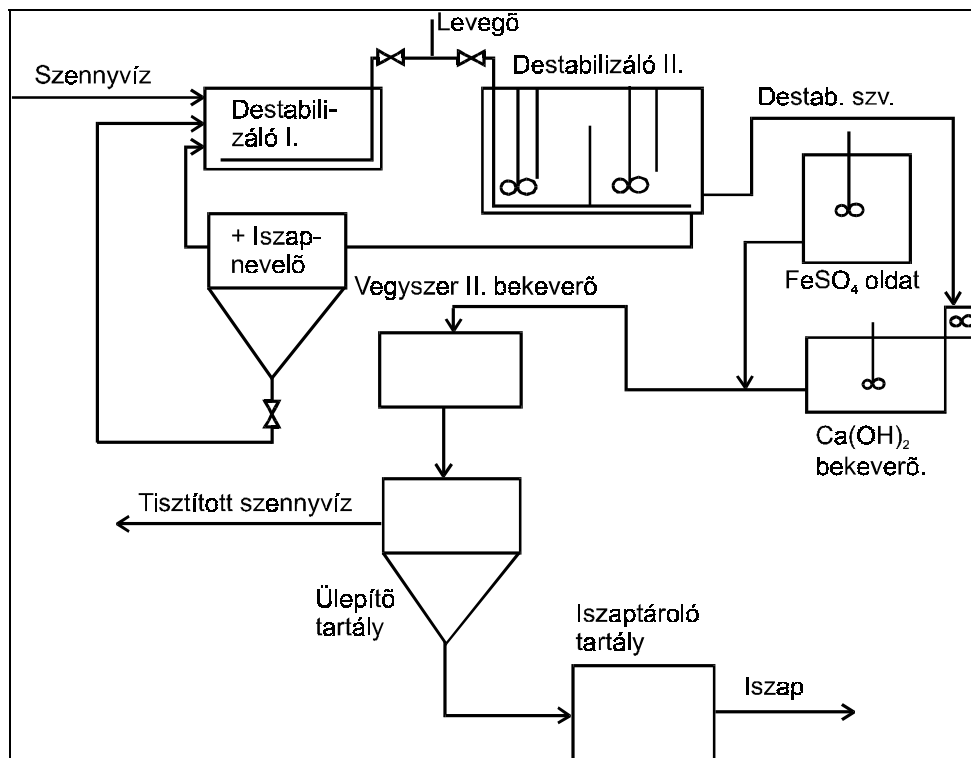


19. ábra A Zalaegerszegi Tejüzemi szennyvíz-előtisztítójának hatékonysága az üzemindítás utáni időszakban.

Az elfolyó víz KOI-szennyezettségén túl a sótartalom is gondot okozott. A termelésnél a só felhasználását már nem lehetett csökkenteni, ezért a szennyvíz-előtisztítóban felhasznált vegyszerek (koagulálószer) mennyiségének csökkentésén kellett az üzemnek gondolkodnia. Az összes sótartalom miatt az induló vegyszerdózisok - 1 kg méshidrárt és 150 g FeSO_4/m^3 szennyvíz - közül a méshidrárt hamarosan az üzem indítását követően csökkentették. A vas-szulfát mennyiségét éppen ezért 1989 és 1991 között növelniük kellett.

1992-ben a destabilizálás hatékonyságának növelése érdekében előbb mikroorganizmus-tenyészet adagolásával, majd a rendszer kisebb átalakításával sikerült a szükséges vegyszer-mennyiséget csökkenteni (Kárpáti et al. 1993, 1996 a/b/c). Az üzem a folyamatos mikro-organizmus-adagolást költségessége miatt jótékony hatása ellenére ma már nem alkalmaz. A két üresen álló üleptető egyikét párhuzamosan kapcsolt, iszaprecirkulációt biztosító, úgynevezett iszapszaporító egységgé alakítottuk /20. ábra/. Ebbe mindig csakis jó minőségű szennyvíz kerül a kiegészítő medencéből. Folyamatosan levegőztetve azokat, a bennük keletkező iszapot

a tisztítórendszert ért bármilyen káros hatás után, újraoltásra azonnal fel lehet használni. A levegőztetett ülepítő ezen túl folyamatos beoltást is jelentett a kiegyenlítő medencének keletkező fölősiszajával.



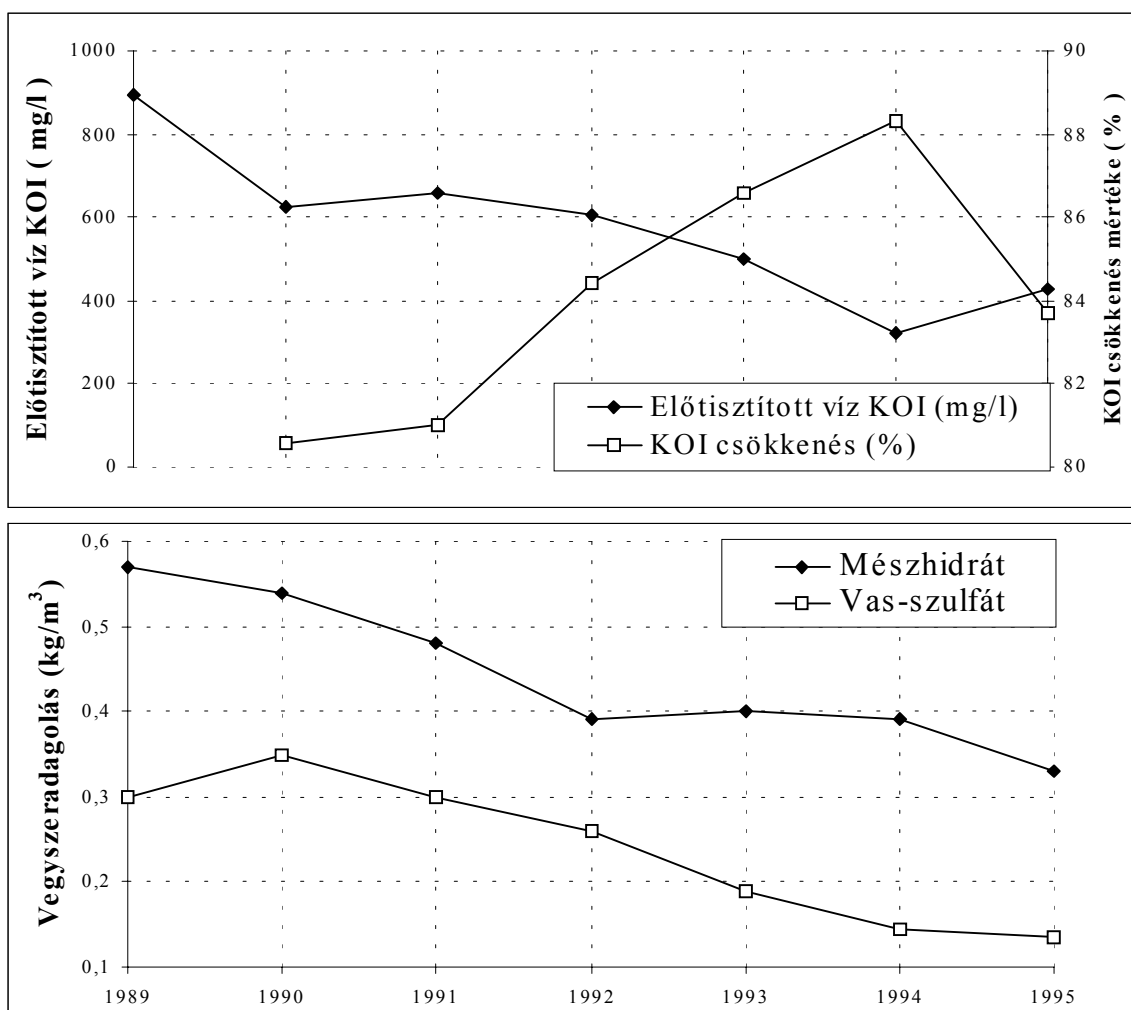
20. ábra A Zalaegerszegi Tejüzemi tisztítójának technológiai sémája az üzemmódosítás után.

A levegőztetést a tölsérek középpontjában lévő nyílásba kiépített mamutszivattyú-elvű mély-levegőztetők biztosítják. A folyamatos fejlesztés és üzemviteli optimalizálás eredményeként az azóta eltelt évek során a vegyszerfelhasználást jelentősen csökkenteni lehetett. Ez a **15. táblázatban** és a **21. ábrán** látható (Kárpáti et al. 1996 a/b/c). Az üzem előtisztított vizének minőségét mutatja az 1989-1995 időszakra az ábrán látható éves átlagos KOI- és zsírtartalom értékek. Láthatóan a KOI-t is jóval a határérték alá sikerült az utóbbi évek során csökkenteni. Ezzel egyidejűleg az elfolyó víz összes sótartalma is a határérték alá csökkent.

15. táblázat A vegyszerfogyasztás és a víztisztítás alakulása a zalaegerszegi tejipari szennyvíz előtisztításánál az utóbbi években.

Év	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Vízhozam, m ³ /nap	630	507	552	649	643	744	780
Kiegyenlítő medence KOI, mg /liter		3239	3468	3892	3744	2753	2631
Tisztított elfolyóvíz KOI, mg/liter	896	627	660	606	502	322	429
KOI-eltávolítás,%		80.6	81.0	84.4	86.6	88.3	83.7
Tisztított elfolyó zsírtart., mg/liter	25.0	16.3	19.5	19.4	13.3	13.3	11.0
Átlagos vegyszerdózisok,							
Ca(OH) ₂ , kg/m ³	0.570	0.540	0.480	0.390	0.400	0.390	0.330
FeSO ₄ , kg/m ³	0.300	0.350	0.300	0.260	0.190	0.145	0.135

A tisztított szennyvíz átlagos TKN- és összes foszfortartalma az indulás utáni időszakban 10, illetőleg 0,4 mg/liter volt, ami a zalaszentgróti üzeméhez közeli érték. A vegyszerdózis csökkentésével a TKN gyakorlatilag napjainkban is változatlan, az összes foszfortartalom azonban valamelyest növekedett, 0,6 mg/liter körül alakult.



21. ábra A vegyszerfogyasztás és a víztisztítás alakulása a Zalaegerszegi Tejüzem szennyvizének előtisztításánál (1989-1995 között).

A szennyvíziszapot az üzem az iszaptározóban kialakuló töménységben, komolyabb víztelenítés nélkül saját tartálykocsijaival szállítja ki az érvényes előírásoknak megfelelően kiépített iszaptározójába, melyet közvetlenül a mezőgazdasági hasznosításra kijelölt terület szomszédságában alakított ki. A vegetációs időszak után az iszaptározókból azután a mezőgazdasági művelés alatt álló területeken injektálja a talajba az év többi részében összegyűlt iszapot tápanyagtartalmuk hasznosítása érdekében. Az üzemnek az ilyen iszapelhelyezésből anyagi bevétele nem származik.

A negyedik szennyvíz-előtisztítót a beregdaróci sajtüzemhez terveztük. Itt a korábbiaktól látszólag eltérő volt a feladat, hiszen nem közcatornára, hanem egy oxidációs árokra kellett előtisztítani. Valójában azonban ebben az esetben is egy koncentrált, sajtüzemi savós szennyvizet kellett közelítőleg a közcatorna-szintnek megfelelő szennyezettségig előtisztítani. Az oxidációs árok tisztított vizét nyárfás terület öntözésére hasznosították. A nyárfák a teljes vízmennyiséget elpárologtatták, a területről egyáltalán nem folyt el víz. Az oxidációs ároknak a kötött talaj és a Tisza közelsége miatt mégis olyan minőségre kellett előtisztítani a szennyvizet,

mintha közvetlenül a befogadóba eresztette volna a tisztított vizet. Ezért is kellett az előtisztítót az oxidációs árok elé megépíteni.

A beregdaróci sajtüzemnél hosszabb, 1,5 - 2 napos szennyvíz-kiegyenlítés, levegőztetés történt. A levegőbevitelt intenzívebbre terveztük, mint a korábbi üzemeknél. A próbaüzem során kiderült, hogy vegyszert a megfelelő előtisztításhoz nem is kellett felhasználni. A destabilizált lebegő zsír és fehérje gyorsan és jól ülepedett a Dortmundi-medenceként kialakított ülepítőben. Abban csak minimális zsírfelúszás volt tapasztalható, amit időszakosan eltávolítottak a felületről. A jobb biológiai előkezelést a szennyvíz előtisztításnál azzal is biztosítottuk, hogy az ülepítőben kiülepedő iszap egy részét fölösiszap-recirkuláció jelleggel visszavezettük a levegőztetett kiegyenlítő medencébe. A Dortmundi-medencéből az iszap másik részét időszakosan egy megfelelően kialakított iszaptározóba juttattuk, ahonnan alkalmas időben a térségben szóbajöhető iszaphasznosító területekre szállították.

Az 5000-6000 mg KOI/liter szennyezettségről 1500 mg/literre sikerült a KOI-t az előtisztítással csökkenteni. Az oxidációs árokra kerülő víz zsírtartalma ugyan 40-60 mg/liter maradt, de ez annak üzemvitelét egyáltalán nem zavarta. Az oxidációs árok kisterhelésű biológiai egységként működött (Kárpáti et al. 1993). Az előtisztított vízben maradó szennyezőanyag-mennyiséget az oxidációs árok a kívánt határértékig csökkentette. A tisztítás hatékonysága az elvárásoknak megfelelő volt a kombinált tisztító rendszerben. Üzemeltetési gondot az jelentett, hogy a felületi levegőztetés az áramellátást biztosító transzformátor automata biztosítójának gyakori kioldása miatt gyakran leállt. Mivel a településtől, illetőleg a sajtüzemtől néhány 100 méterre volt a tisztító (oxidációs árok), valamint az áram ellátását biztosító transzformátor, szerencsétlen esetben a levegőztetés annak minden káros következményével hosszabb időtartamra is kimaradhatott.

Sajnos, a beregdaróci tisztító a sopronihoz hasonlóan a termelés beszüntetése miatt már leállt.

3.5. Az előtisztított tejipari szennyvíz hatása a kommunális tisztításra

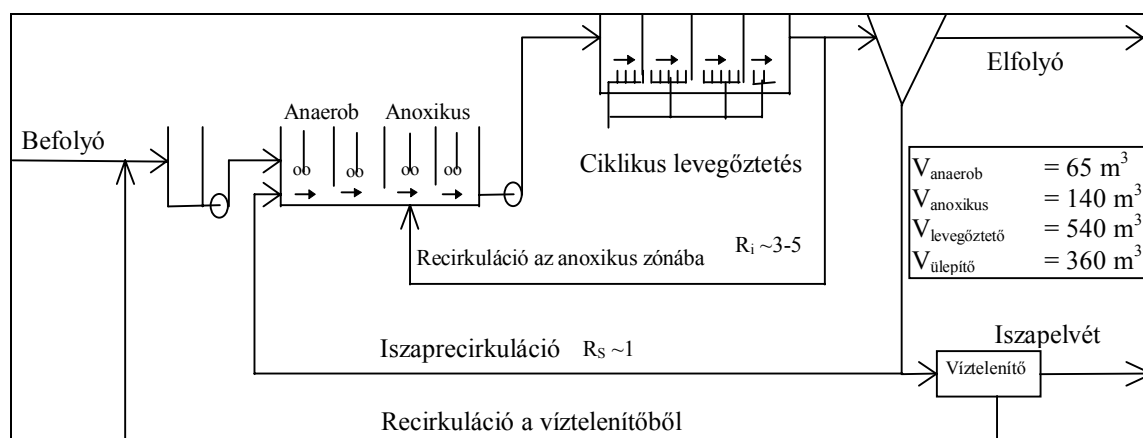
Az utolsónak beindított sajtüzemi szennyvíz-előtisztító esetén az oxidációs ároknak az előtisztított szennyvizet a 6. kategóriának megfelelő határértékre kellett tisztítani. Ebben az esetben a vegyszer elhagyásának csak egyik oka volt, hogy nem látszott célszerűnek az iszapot vegszerrel szennyezni. Az iszap kihelyezésekor egyébként mindig megtörtént a mészhidráttal hozzáadása az iszap pH-jának beállítása, esetleg a talajsavanyodás biztonságosabb elkerülése érdekében. A másik ok az volt, hogy az előtisztított szennyvízben maradt átlagosan 1500 mg KOI-hez szükség volt a mintegy 40-45 mg /liter TKN-re és 30-40 mg/liter összes foszforra. Az utóbbi ugyan a szükséges mennyiségnek többszöröse volt, de az öntözésnél nem okozott gondot a szennyvízben maradó foszfor. A talaj azt teljes mennyiségében megköti. Ezzel szemben vegyszeres tisztítás esetén ennek a foszfornak döntő részét eltávolították volna a vegyszerek, így az oxidációs ároknál vagy foszfor újraadagolásra lett volna szükség, vagy foszforhiányos állapot következhetett volna be. Az oxidációs ároknál egyébként az előtisztítást követően kis mértékben nitrogénhiányos tápanyagellátás állt elő, de ez láthatólag nem okozott gondot az üzemeltetésnél.

A soproni és zalaegerszegi tejipari szennyvíz előtisztítók egy-egy nagyobb város lakossági szennyvíztisztítójára juttatták a közcsonatán keresztül vizeiket. Sopron esetében mintegy napi 100 köbmétert a 10 ezer m³, Zalaegerszegen napi 600 köbmétert a 14-16 ezer m³ kommunális szennyvízbe. Zalaegerszegen a hígítás mintegy 25-szörös, Sopronban százszoros. Zalaegerszegen tehát a tejipar részaránya a kommunális szennyvíztisztító terhelésében 4%. Ezt az adott

vízminőség esetén a városi tisztító észre sem veheti. Ez azt jelenti, hogy az előtisztított tejipari szennyvíznek gyakorlatilag nem lehet hatása a városi tisztító üzemeltetésére.

Mivel Zalaegerszegen BOI-eltávolítás, nitrifikáció/denitrifikáció és vegyszeres foszfor-eltávolítás van, a tejipar szennyvizének hatása egyébként is csak a denitrifikálásnál érvényesülhet. Az üzemben a denitrifikáció igen sajátos módon, szimultán történik. A tejüzem jól bontható tápanyagának hatása ilyenkor nem különösebben érvényesülhet. A teljes térfogat levegőztetése miatt igen gyorsan asszimilálódik, és csak mint másodlagos, endogén szubsztrátum járulhat hozzá a denitrifikáció tápanyagigényéhez. Ettől függetlenül a zalaegerszegi lakossági szennyvíztisztító gyakorlatilag teljes nitrogéneltávolítást biztosít. Ehhez azonban a tejipar mellett nyilvánvalóan sokkal nagyobb részarányban járulnak hozzá a város területén levő egyéb élelmiszer-feldolgozó üzemek hasonlóan jól bontható tápanyagaikkal (Kárpáti et al. 1990c). Más a helyzet Zalaszentgróton, ahol egyértelműen igazolódott a könnyen hasznosítható szerves tápanyag foszforfelvételt növelő hatása. A kommunális tisztítóban nem a primer iszap előfermentációjával, hanem a tejüzemi szennyvíz hasonló hatásával sikerült a különlegesen jó tisztítási hatékonyságot, foszforeltávolítást elérni. A tejipari előtisztító itt egy kisebb helységben üzemelt. A lakossági szennyvíz mennyisége csak napi 500 m³ körüli. Ehhez adódik a sajtüzem napi 50 m³ előtisztított elfolyó vize.

A sajtüzem viszonylag kis fajlagos vízfelhasználása (kisebb mint 1 m³/m³ feldolgozott nyerstej), és a három műszakos üzemeltetés eredményeként az elfolyó víz elég meleg ahhoz, hogy a település teljes vízmennyiségét a nitrifikáció szükséges hőmérsékletére melegítse még téli időszakban is. Hasonló méretű magyarországi szennyvíztisztítóknál a nitrifikáció november végén rendszerint leáll, és csak április elején indul be ismét (Kárpáti et al. 1996a/e). A sajtüzemből érkező, könnyen bontható tápanyagot tartalmazó, de nitrogén- és foszforhiányos előtisztított tejipari szennyvíz a kevert ipari-kommunális szennyvízben kedvezőbb KOI/TKN és KOI/összesfoszfor-arányt eredményezett. Az egyidejűleg nagyobb gyorsan hasznosítható biológiai tápanyag részarány a biológia többletfoszfor eltávolításra épített kommunális szennyvíztisztítóban különösen jó foszforeltávolítási hatásfokot biztosított (Gyurász et al. 1996). A városi szennyvíztisztítás technológiája a **22. ábrán** látható.



22. ábra: A zalaszentgróti városi szennyvíztisztító folyamatábrája.

A kiépített technológia a 3-lépcsős biológiai C-N-P -eltávolítás A²/O vagy VIP néven ismert változata (Randall et al. 1992, Daigger-Polson 1991), amely mind a foszforciklus iniciáláshoz, mind az elődenitrifikációhoz kedvező tápanyagellátást biztosít az egyes zónák reaktorkaskádként történő kialakításával. A főlisziszap-elvétel, sűrítés, elszállítás szakaszos. Napi egy alkalommal történik. Iszapvíztelenítés nincs. A sűrített iszap barázdás szikkasztásra kerül termelés alól időszakosan kivont mezőgazdasági területen.

Az egyes reaktorterek térfogatai az **22. ábrán** láthatók. Az anaerob zóna az összes térfogat 8,7%-a, az anoxikus pedig 18,8%. Ez látszólag kis hányad (Ekema et al. 1984), de különösen jó relatív szerves tápanyagellátás esetén megfelelő lehet. A szennyvíztisztítót 1500 m³/nap átlagos szennyvízhozamra, tehát a vizsgált időszak térfogati terhelésének háromszorosára tervezték. A csatornabekötések számának növekedésével ez ugyan a jövőben bekövetkezhet, de a vizsgált időszak mind a hidraulikus, mind a biológiai terhelést illetően nagy mértékben alulterhelt üzemvitelt jelentett. Az ebből adódó problémák először a túllegeőztetésben jelentkeztek. Az energiapazarlás mellett az anoxikus zónába visszaforgatott túlzott oxigén-mennyiség kedvezőtlen hatása is érvényesült, amiért a folyamatos levegőztetést szakaszosra kellett módosítani. Ezzel nemcsak energiát sikerült megtakarítani, hanem a levegőztető medencében ciklikusan szimultán denitrifikáció is lejátszódhatott.

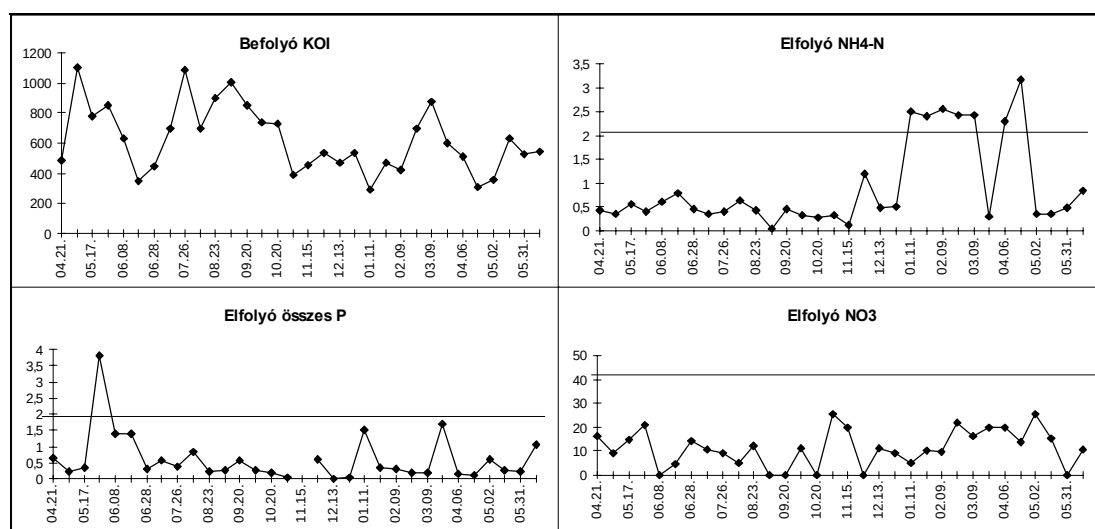
Az 1 órás levegőztetést követő 1 órás nyugalmi időszakban a lebegő, ülepedő iszapban a denitrifikáció döntően az endogén tápanyag hasznosítása révén következik be. Mivel az anoxikus medencéből a levegőztető kaszkádra átemelő szivattyú teljesítménye az eredeti térfogati terhelésnek megfelelően az adott üzemmódban ugyancsak túlzott /belső recirkuláció/, a levegőztető kaszkád első két egysége még kevés, könnyen felvehető tápanyagot is kaphat az anoxikus ciklusában. Az utóülepítőre azonban ilyen relatív iszapterhelésnél minimális denitrifikációs feladat is hárul. Ha abban nem rothad be az iszap, akkor ez a denitrifikáció nem okozhat iszapfelúszást. Ezt az üzemeltetés az elmúlt évek során egyértelműen igazolta.

A vizsgált időszakban a fentieknek megfelelően a rendszer relatív terhelése igen kicsi volt. Mind az 1 napos részletes ellenőrzés, mind az 1 éves időtartamot átfogó folyamatos, pontszerű ellenőrző mérések során a napi tisztítandó térfogat 500 m³ körül volt. KOI-je az 1 napos vizsgálatnál átlagosan 878 mg/liter, a tartós ellenőrzésnél 624 mg/liter volt. Még ha az előzőt feltételezzük is, a napi BOI₅ -terhelés mindössze 213 kilogramm. Ez az 5,41 g/liter átlagos iszapkoncentráció esetén 0,05 g BOI₅ / g iszap szárazanyag relatív terhelést jelent. Ez a teljes oxidáció terhelés-tartománya, ami egyidejűleg igen nagy iszapkört is jelent. Ez 0,7 g iszap szárazanyag / g BOI₅ fajlagos iszaphozammal, és a korábbi értékekkel számolva 27 napot jelent. Ez túlzottan nagy garancia a nitrifikáció tekintetében, különösen akkor ha a folyamatosan érkező melegebb sajtüzemi elfolyóvíz és a viszonylag rövid csatornahálózat a nitrifikációnak télen is kedvező szennyvíz-hőmérsékletet biztosít. Kedvezőtlen azonban az ilyen kis iszaphozam a biológiai többletfoszfor eltávolítására. Kiszámítható, hogy az adott iszaphozammal a 878 mg KOI/liter, ill. 624 mg KOI/liter szennyvíz-szennyezettségénél ez 6%-os iszap foszfortartalom esetén / 70% iszapizzítási veszteségnél/ 12,5 mg/liter illetőleg 8,9 mg/liter várható foszfortartalom-csökkenést jelenthet, ami az adott befolyóvíz foszfortartalomnál vegyszeradagolás nélkül látszólag nem biztosítja a határértéket. A számításokkal szemben a mérési eredmények a fentiek ellenkezőjét bizonyították. A különlegesen jó tápanyagellátás eredményeként az iszap az átlagos 5-6%-nál is nagyobb koncentrációban tartalmazott foszfort. Az egész éves üzemi ellenőrzés eredményei a **16-17. táblázatban** láthatók. Az 1993. szeptember 27-28-án végzett részletes ellenőrzés adatai a **18. táblázatban** és a **23. ábrán** láthatók. Megjegyzendő, hogy ekkor párhuzamosan mérték a levegőztető rendszer iszapkoncentrációját, annak Mohlman-indexét, valamint a recirkuláltatott iszap koncentrációját. Ezek átlaga 5,41 g/liter, 121 ml/g és 8,90 g/liter volt. Az ezekből számítható átlagos iszaprecirkuláció 150%.

16. táblázat Tartós tisztítási hatékonyság a Z.szentgróti sajtüzemi szennyvíztisztítóban.
/1993 április 21 - 1994 június 14 között mért adatok/.

Dátum	Napi szv.	KOI			NH4-N			orto-P			össz.P			NO3
Dátum	m3	Befolyó	Elfolyó	Arány	Befolyó	Elfolyó	Arány	Befolyó	Elfolyó	Arány	Befolyó	Elfolyó	Arány	Elfolyó
04.21.	420	490	45,4	90,73	35,2	0,44	98,75	6,41	0,43	93,29	12,2	0,66	94,59	16,25
05.05.	420	1103,2	47,6	95,69	42,7	0,354	99,17	10,1	0,042	99,58	17,3	0,224	98,71	9
05.17.	420	781,2	60,6	92,24	59	0,57	99,03	9,53	0,17	98,22	16,3	0,328	97,99	15
06.02.	420	855	50,2	94,13	45,54	0,4	99,12	9,38	3,5	62,69	19,3	3,82	80,21	20,75
06.08.	360	632	63,5	89,95	53,5	0,62	98,84	8,76	1,07	87,79	14	1,4	90,00	0
06.17.	360	347	53,4	84,61	61,2	0,79	98,71	8,96	0,79	91,18	14,6	1,41	90,34	4,5
06.28.	360	448	59	86,83	73,34	0,47	99,36	7,49	0,081	98,92	26,85	0,3	98,88	14,5
07.12.	300	695	46,68	93,28	50,4	0,35	99,31	9,42	0,22	97,66	21,5	0,56	97,40	10,6
07.26.	240	1086,4	46,3	95,74	31,76	0,41	98,71	8,99	0,189	97,90	38	0,396	98,96	9
08.10.	600	700,2	78,4	88,80	57,3	0,64	98,88	10	0,53	94,70	15,9	0,82	94,84	5
08.23.	360	900	44,8	95,02	65,5	0,43	99,34	10,5	0,08	99,24	22,3	0,24	98,92	12
09.06.	300	1004	50,9	94,93	89,7	0,04	99,96	9,6	0,1	98,96	18,2	0,26	98,57	0
09.20.	360	854	38,8	95,46	66,03	0,45	99,32	5,35	0,149	97,21	15,2	0,56	96,32	0
10.06.	360	740	38	94,86	46,6	0,32	99,31	8,5	0,07	99,18	15,7	0,28	98,22	11
10.20.		732	36,4	95,03	50	0,28	99,44	8,93	0,007	99,92	15,6	0,172	98,90	0
11.03.		388	28,2	92,73	53,30	0,32	99,40	7,99	0,004	99,95	11	0,02	99,82	25,6
11.15.		458	46	89,96	40	0,13	99,68	6,6			9,9			20
12.01.		537	43,8	91,84	52,6	1,21	97,70	8,3	0,5	93,98	11,3	0,62	94,51	0
12.13.		467,6	42,1	91,00	34,6	0,48	98,61	7	0,055	99,21	11,5	0	100,00	11
12.29.		534,4	42,4	92,07	28,2	0,51	98,19	7,56	0,039	99,48	13,8	0,05	99,64	9,2
01.11.		288,8	59,4	79,43	23,67	2,5	89,44	2,62	1,4	46,56	4,2	1,5	64,29	5
01.25.		470,4	47	90,01	45,04	2,4	94,67	6,8	0,09	98,68	12,5	0,33	97,36	10
02.09.		421,3	63,2	85,00	58,7	2,55	95,66	6,8	0,21	96,91	10,5	0,32	96,95	9,5
02.22.		694	61,3	91,17	52,4	2,42	95,38	7,5	0,05	99,33	10	0,18	98,20	22
03.09.		875,6	55,3	93,68	65,8	2,42	96,32	8,97	0,061	99,32	15,1	0,2	98,68	16,5
03.22.		600	60,4	89,93	55	0,31	99,44	9,03	0,61	93,24	12,8	1,68	86,88	20
04.06.		510	48	90,59	66,3	2,31	96,52	12,9	0,06	99,53	17,5	0,14	99,20	20
04.20.		305,6	38,6	87,37	53,3	3,17	94,05	7,41	0,045	99,39	10,9	0,12	98,90	14
05.02.		352,8	54,9	84,44	47,5	0,35	99,26	8,8	0,54	93,86	12,5	0,62	95,04	25,7
05.18.		634	52	91,80	46,2	0,36	99,22	7,3	0,06	99,18	11,7	0,28	97,61	15,5
05.31.		530,6	38,6	92,73	61,9	0,48	99,22	8,1	0,11	98,64	15,1	0,23	98,48	0
06.14.		544,6	46,3	91,50	44,1	0,84	98,10	7,4	0,17	97,70	12,4	1,06	91,45	10,5
Átlag	377,14	624,40	49,61	91,02	51,76	0,92	98,07	8,22	0,37	94,56	15,18	0,61	95,16	11,32

A tisztító átlagos hatékonysága az adott üzemmódban 1993.04.21-1994.06.14. közötti időszakra a **23. ábrán** látható. Megállapítható, hogy ilyen kis relatív terhelésnél és viszonylag magasabb téli vízhőmérsékletnél is gondot jelentett a 2 mg NH₄ -N/liter határérték biztosítása a január - márciusi időszakban. Ekkor 2,5-3 mg/l körüli volt a tisztított elfolyó víz ammónium-nitrogén koncentrációja. Bár ez a határérték fölött van, csak a nitrifikáció minimális lassulása, nem pedig annak gyakorlati leállítása következett be. A foszfortartalom az ammóniával ellentétben egy eset kivételével a határérték alá csökkent. Ez csakis a foszforakkumuláló heterotróf (PAH) szervezetek sajtüzemi szennyvízből származó többlettápanyag-ellátásának következménye lehet. Az sem kizárt, hogy az ugyanonnan érkező Ca(OH)₂ és kevés vastartalom hatása is érvényesült valamelyest a foszforeltávolításnál.



23. ábra: A zalaszentgróti városi szennyvíztisztító átlagos befolyó és elfolyó vízminőségének alakulása 1993. ápr. 21. - 1994. jún. 14. között.

17. táblázat A zalaszentgróti városi szennyvíztisztító befolyó- és tisztított elfolyó vízének átlagos szennyezettsége.

Jellemzők	Befolyó víz mg/liter	Tisztított elfolyó víz mg/liter	Hatékonyság %
KOI	624	49,6	91,0
NH ₄ - N	51,8	0,9	98,1
Összes P	15,2	0,6	95,3

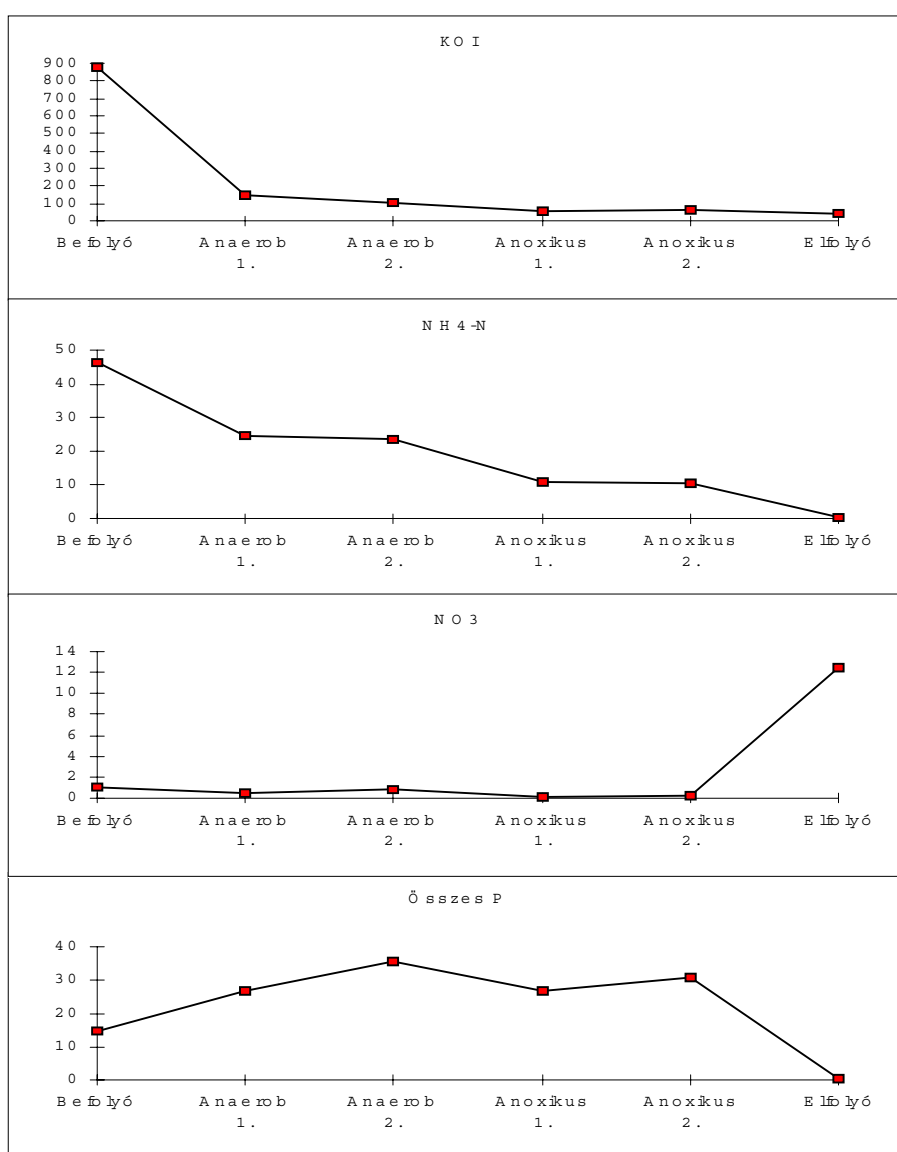
18. táblázat. A zalaszentgróti szennyvíztisztító 1993. szept. 27-28-án végzett részletes ellenőrzésének az eredményei /garanciális vizsgálatok/.

Időpont (óra)	Befolyó						Elfolyó					
	KOI	BOI5	összes P	amm.-N	nitrát	pH	KOI	BOI5	összes P	amm.-N	nitrát	leb. anyag
19	965	450	18,9	48,7	1,3	6,84	46,7	5,1	0,41	0,62	10,75	33
21	1042	516	15,7	40,2		7,11	46,7	5,1	0,46	0,48	13,55	
23	502	240	10,8	41,8	0,8	7,27	46,7	5,1	0,33	0,48	12,1	5
1	502	230	10,6	39,6		7,35	46,7	5	0,31	0,5	12,65	
3	1312	610	11,5	31,2	1,15	7,93	38,9	4,5	0,34	0,48	12,65	4,5
5	1158	540	11,2	51,4		6,86	38,9	4	0,29	0,45	11,75	
7	618	310	13	28,1	0,87	7,12	62,2	8,1	0,18	0,54	12,4	9
9	1119	560	14,3	77		7,05	46,7	5,2	0,23	0,3	12,45	
11	888	450	22	54,9	0,7	7,01	31,1	4	0,25	0,38	12,2	11
13	772	390	15,2	48,9		6,93	38,9	4,6	0,2	0,33	11,75	
15	849	440	14,1	50,6	1,1	6,88	31,1	4	0,21	0,4	12,7	38
17	811	410	16,5	45,6		6,84	38,9	4,5	0,17	0,4	12,15	
Átlag	878	428	14,5	46,5	1	7,1	42,8	4,9	0,28	0,45	12,5	16,8
Átlag KOI/BOI	2,05						8,73					
Időpont (óra)	Anoxikus 1. medence						Anoxikus 2. medence					
	KOI	BOI5	összes P	amm.-N	nitrát	pH	KOI	BOI5	összes P	amm.-N	nitrát	pH
19	38,9		15,3	12,7	0	7,19	54,5		10,3	13,8	0	7,4
21	46,7		30,8	11,5	0	7,29	54,5		20,6	16,8	0	7,34
23	70		17	10,9	0	7,31	38,9		20,4	8,8	0	7,39
1	54,5		90	9,9	0	7,38	62,2		18,8	8,7	0	7,36
3	38,9		42,8	7,9	0	7,33	54,5		18	7,7	0	7,37
5	70		29,1	7,1	0	7,3	46,7		53	5	0	7,33
7	132,3		24,4	7,1	0	7,21	46,7		45	7,6	0	7,22
9	54,5		27,9	8,3	0	7,14	54,5		28,7	6,9	0	7,25
11	54,5		27	15	0,6	7,26	62,2		30,9	14,4	0,75	7,27
13	62,2		29,3	15,4	0,64	7,3	54,5		25,8	13,3	0,6	7,3
15	77,8		21,2	13,7	0,5	7,36	62,2		18,1	10,8	0,5	7,36
17	70		26	10,8	0,22	7,32	77,8		24,9	11	0,4	7,32
Átlag	57		26,85	10,8	0,16		63		31	10,45	0,18	
Időpont (óra)	Anaerob 1. medence						Anaerob 2. medence					
	KOI	BOI5	összes P	amm.-N	nitrát	pH	KOI	BOI5	összes P	amm.-N	nitrát	pH
19	124,5		28	21,9	0,45	7,17	101,1		37,5	25,2	0,6	7,27
21	116,7		31,6	23,3	0,24	7,19	70		45,2	21,8	0,64	7,2
23	194,5		20	33,1	0	7,31	224,8		35,9	30,8	0,88	7,21
1	116,7		21,4	25,6	0	7,3	101,1		26,6	27,5	0,6	7,29
3	85,6		30,8	10,8	0	7,01	62,2		34,3	12,5	0,58	7,13
5	116,7		27	11,2	0,26	7,05	62,2		36	10,7	0,54	7,12
7	249		25,8	33,9	0,76	7,08	38,9		34,1	18,9	0,82	7,07
9	163,4		24,9	32,9	0,74	7,12	132,2		33	27,9	0,86	7,15
11	101,1		30,3	28,7	0,73	7,29	108,2		38,2	31,8	1	7,25
13	132,3		28,7	23,9	0,86	7,27	124,5		36,2	29	1,1	7,23
15	171,2		29,9	25,5	1,05	7,24	124,5		35,5	22,1	1,16	7,23
17	147,8		22,6	22,7	1	7,23	116,7		35,4	22,3	1,12	7,16
Átlag	143,3		26,8	24,5	0,51		107,3		35,65	23,4	0,83	

Mint a **23. ábra** is mutatja, a tejipar előtisztított szennyvize igen hatékony foszforeltávolítást eredményezett. A foszforakkumuláló heterotróf mikroorganizmusok könnyen fel tudták venni a savóból fermentált tápanyagot. Magyarországon a foszfor tekintetében a legalacsonyabb határérték ma még 1,8 mg/liter. A zalaszentgróti szennyvíztisztítóban a tisztított elfolyó víz ennél is jóval kevesebbet tartalmazott bármiféle vegyszeradagolás nélkül. A fejlettebb országok

előírásaival összehasonlítva ugyan az 1,8 mg összes foszfor/liter közepes szigorúságú határérték. A vizsgálatok alapján a zalaszentgróti lakossági tisztító az 1 mg/liter vagy még annál is kisebb értékeket is teljesíteni tudta. A vizsgált időszak átlagos befolyó szennyvíz, tisztított elfolyó víz adatait, valamint a tisztítás átlagos hatékonyságát a **18. táblázatban** külön is összefoglaltam.

A különleges foszforeltávolító hatékonyság egyértelműen a sajtüzemi szennyvíz hatásának tudható be, és jól bizonyítja az anaerob - anoxikus - oxikus tisztítósorra érkező szennyvíz összetételének fontosságát. A foszforakkumuláló heterotróf mikroorganizmusok megfelelő tápanyagellátása az anaerob zónában elengedhetetlen a jó biológiai többletfoszfor eltávolítás érdekében. A tisztítóba érkező szennyvíz összetételét minőségétől és részarányától függően az abba vezetett ipari elfolyó vizek is kedvezően alakíthatják. A tisztított szennyvíz átlagosan 11,32 g/liter nitráttartalma is jó bizonyítéka a jó tápanyagellátás, szokatlanul nagy recirkuláció (300-800%) és egyidejűleg bevezetett ciklikus levegőztetés kedvező hatásának. Ugyanezeknek a paramétereknek az alakulását a tisztító rendszer egyes egységein belül a **24. ábra** mutatja be.



24. ábra. A főbb tápanyagok koncentrációjának alakulása a zalaszentgróti kommunális tisztító egyes reaktorzónáiban. /Egy napig, két óránként végzett vizsgálatok átlageredményei - az iszapminták vizsgálata szűrt folyadékokból történt./

Kiemelhető a fentiekén túl az is, hogy a tisztítandó szennyvíz TKN/KOI aránya sem különösen nagy a tejipari szennyvíz hatására. Bár TKN tartalmat az ellenőrző vizsgálatok során nem mértek, az $\text{NH}_4\text{-N/KOI}$ arány is bizonyítja azt. Ez mind a két vizsgálati adatai alapján jóval 0,1 alatt van. A talán jellemzőbb hosszabb időtartamú vizsgálati átlagos értéke 0,83. Ez is kedvező a nitrogén-eltávolítás érdekében.

Nagyon jól megfigyelhető az üzemi vizsgálat adataiból, illetőleg a **24. ábrán** az is, hogy a befolyó szennyvíz kedvező összetétele hatására milyen gyors tápanyagfelvétel következik be az anaerob szakasz első kaszkádjában. Ez teszi lehetővé ugyanott a hatékony foszforleadást, ami az aerob zónában történő többletfoszfor felvétel alapkövetelménye. A Zalaszentgróton mért anaerob foszforleadás más üzemi vizsgálatainkkal összehasonlítva kiemelkedően nagy.

3.6. A szennyvíziszap összetétele, felhasználása, várható hatásai

Mind alumínium-szulfáttal, mind mészhidrát/vas-(II)-szulfáttal történő előtisztításkor az iszapfázisba kerül a tejsír és tejfehérjék döntő része. Velük együtt oda kerül a tejipari szennyvíz csaknem teljes nitrogén- és foszfortartalma. A keletkező iszap így a termőtalajok részére szükséges tápanyagok hordozója.

Az alumínium-hidroxiddal történő koaguláltatásnál lehetőség szerint nem adnak mészhidrátot a szennyvízhez a jobb flotálhatóság érdekében. Ennek megfelelően az iszap gyorsan savanyodik, mezőgazdasági értékesítése megoldhatatlan. Az eddigi veszprémi tapasztalatok szerint a kommunális szennyvíztisztítók szekunder iszapjánál az ilyen nagy tejsír- és fehérjetartalmú alumíniumos tejipari szennyvíziszap energiagazdagabb, s ugyanakkor a rothasztó üzemeltetését sem zavarja. A rothasztó fajlagos gázhozama az ilyen iszap felhasználásakor számottevően javul. Az évek során adaptálódott rendszer a tejsírt és tejfehérjét is kitűnően bontja. A tejüzem szippantott iszapja csak télen jelenthet eltömődési veszélyt az iszapfeladásnál a tejsírok kifagyása miatt. A tejipari szennyvíziszap anaerob rothasztásra történő hasznosításához egyébként semmilyen hatósági engedélyre nincs szükség.

A kommunális tisztítóban kirothasztott iszapot csigás dekanterrel víztelenítik mintegy 22-24% szárazanyag-tartalomig, majd fűrészporrrel keverve komposztálják. Az iszap nehézfém-tartalmát a hazai előírásoknak megfelelően rendszeresen ellenőrzik. Alumíniumtartalma a magyarországi szabályozásban nem korlátozó tényező. A keletkező komposzt minősége a hazai előírásokat kielégíti, értékesítése eddig a városi szennyvíztisztítónak nem okozott gondot.

A tejüzemi szennyvíziszap fehérjetartalmából származó kén sem jelentett eddig problémát a telepen. A keletkezett gáz H_2S -tartalma olyan kicsi, hogy annak tisztítására nincs szükség. Elégetése előtisztítás nélkül történik a telep fűtőművében. Energiájának egy részét a rothasztó fűtésére, a többletet a tisztítóhoz kapcsolódó kertészet, üvegházak fűtésére használják.

A mészhidráttal iszap az előzővel szemben sokkal kedvezőbb összetételben tartalmazza a szükséges talajtápanyagokat. Az iszapba kerülő nagy mennyiségű mészhidrát dózistól függően ugyan, de mindenképpen a lúgos irányba tolja el adagolása esetén a talaj kémhatását. Az iszap lúgossága a tárolás során egyébként szerves anyagai bomlásának hatására csökken, majd állandósul. A kezdeti lúgos pH iszapfertőtlenítő, iszapstabilizáló hatást biztosít.

A zalaszentgróti tejüzemi szennyvíziszap elhelyezése a gravitációs sűrítés után, amire még az üzemben kerül sor mintegy 6-8% szárazanyag-tartalommal, barázdás iszapszikkasztón történik. Ugyanide szállítják a kommunális tisztítóban keletkező, hasonló nedvességtartalmú iszapmaradékot is. A zalaegerszegi iszap földmedencékből kialakított tározókba kerül, és onnan adagolják a mezőgazdasági területekre a vegetációs időszakot követően. Az iszap ott is

hasonló koncentrációjú, mint Zalaszentgróton. Ez igen lényeges, hiszen a talajba injektálást végző gépek csak megfelelő konzisztenciájú terméket tudnak kihelyezni.

Az eredmények alapján az iszap eredeti formájában alkalmatlan növények csíráztatására. Emellett a haltesztnél sem bizonyult megfelelőnek hígítatlan formájában. Az adott koncentrációban azonban nem valószínű, hogy bárki is így kívánná hasznosítani az iszapot. A nyers vagy rothasztott kommunális szennyvíziszapban sem akar senki sem növényt termesztetni, hanem valamiképpen a talajba történő adagolásán gondolkodik. A tejipari iszapnál is hasonló lehetőség adódhat. Ennél az iszapnál azonban a kommunális szennyvíziszapokhoz képest fokozottabban vetődik fel a nehézfém-szennyezettség kérdése. Míg a nehézfémek a lakossági szennyvíz iszapjába elsősorban az ellenőrizetlen háziipari és háztartási szennyezésekből kerülhetnek, a tejiparnál a tej feldolgozásának segédvegyszerei, és az előtisztításnál használatos vegyszerek lehetnek a szennyezőforrások.

Iszapvizsgálatok

A zalaszentgróti üzem indítását követően az illetékes hatóság elrendelte a keletkezett iszap ökotoxikológiai vizsgálatát. Ezt az arra kijelölt laboratóriumban végezték el. A vizsgálat eredménye a **19. táblázatban** látható.

19. táblázat A tejipari szennyvíz mész/vas-II-szulfátos előtisztításánál keletkezett szennyvíziszap fertőzőképességi és ökotoxikológiai vizsgálatának eredményei.
/Baranya megyei KÖJÁL mérései alapján (1986) /

<i>Fertőzőképességi vizsgálatok</i>		<i>Ökotoxikológiai vizsgálatok</i>			
			folyadék fázis	Negatív hígítás* extrahált fázisok DMSO**	víz
Coli - vizsgálat, (1 g mintában)	negatív	Daphnia-teszt	50x	10x	10x
Fecal coli - vizsgálat, (1 g mintában)	negatív	Hal-teszt	20x	10x	2x
Fecal streptococcus, (1 g mintában)	negatív	Csíranövény- teszt	20x	10x	10x
Salmonella, (80 g mintában)	negatív	Alga-teszt	5x	e r e d e t i	
Parazitologia vizsg.,	negatív	Azotobacter- agile-teszt	e r e d e t i		
<i>Toxikológiai vizsgálat</i> - (Etetési vizsgálat - OKI -szabvány) v e s z é l y t e l e n					

* - ahányszoros hígításnál negatív a vizsgálat eredménye

** - dimetil-szulfoxid

A nehézfém-szennyezés veszélye miatt vált szükségessé a keletkező iszapok megfelelő ellenőrzése, illetőleg szennyezőanyag-koncentrációik összevetése a mezőgazdasági elhelyezést szabályozó határértékekkel, valamint a mezőgazdaságban széles körben használatos kereskedelmi meszezőszerek nehézfém-szennyezettségével. A vizsgálatok eredményei a **20-22. táblázatokban** láthatók.

20. táblázat Alumínium-hidroxidos és mészhidrátos / vas-hidroxidos tejipari szennyvíziszapok főbb komponenseinek mennyisége és nehézfém-szennyezettségük.

Összetevők - szennyezők	Kicsapószer	
	mészhidrát + FeSO ₄	Al ₂ (SO ₄) ₃ + polielektrolit
Szárazanyag /sz. a./,%	7	15
Hamu, a sz. a.%-ában	55	12
Zsirtartalom*, a sz. a.%-ában	22	46
N-tartalom**, a sz. a.%-ában	1,5	1,9
P-tartalom***, a sz. a.%-ában	1,1	2,9
Fém tartalom		
K # , mg/kg sz. a.	3200	3600
Na # , mg/kg sz. a.	4200	5500
Mn ## , mg/kg sz. a.	155	5,5
Cu ## , mg/kg sz. a.	18	14
Zn ## , mg/kg sz. a.	130	120
Pb ## , mg/kg sz. a.	15	2,3
Cd ## , mg/kg sz. a.	0,9	0,1

* - CCl₄ -dal extrahálható anyagmennyiség, *** - spektrométerrel mért koncentráció,
 ** - Kjeldahl -N-, vagy CHN-analízis, # - lángfotométerrel mért koncentráció,
 ## - atomabszorpcióval mért koncentráció.

21. táblázat A zalaszentgróti és zalaegerszegi tejüzemi szennyvíz előtisztításánál keletkezett iszapok /mészhidrát + vas-szulfát hozzáadás/ mikroelem tartalma.

A minta eredete	Mikroelemek koncentrációja, mg/kg szárazanyag									
	Cr	Ni	Co	Pb	Cd	V	Sb	As	Se	Hg
Zalaszentgrót	2,5	1,8	2,2	8,2	0,87	0,58	3,7	4,0	3,4	< 0,1
Zalaegerszeg	3,5	3,3	2,7	10,5	0,11	0,33	3,6	4,1	3,2	< 0,1

Megfigyelhető, hogy az iszap Na-tartalma a kereskedelmi mészkő zúzalékának tízszerese. A nátrium a tejipari szennyvíz iszapjában a feldolgozási technológiából ered. A minták szárítása során a vizes fázisból koncentrálnak ennyire nagy értékre. Hatását azonban kellően ellensúlyozza az egyidejűleg hozzáadott kalcium mennyisége.

A meszes/vasszulfátos koagulációnál keletkező iszapban a mangán nagyobb koncentrációja az ipari vegyszer Mn-tartalmából ered. Ez ugyan többszöröse a mészkőporokénak és az Al-hidroxiddal kicsapott tejipari szennyvíziszapokénak, de a mezőgazdasági felhasználásra előírt határértéktől igen messze van. Igen érdekes a minták Zn-tartalmának alakulása. Ez mindkét típusú tejipari szennyvíziszapban egy nagyságrenddel nagyobb, mint az átlagos mészkő-zúzalékban. A mérések alapján az iszapok Zn-tartalma azonban jelentősen változó. Az iszapok Zn-tartalma egyértelműen a tejből származik. Más nehézfémek tekintetében nincsenek különleges, vagy hangsúlyozandó eltérések az iszapok és a mészkőzúzalékok összetételében.

22. táblázat Három különböző eredetű, kereskedelembe forgalmazott mészkőpor - mezőgazdasági meszezőszer - fémszennyezettsége.

Mintaszám	1	2	3
Komponens	/mg/kg szárazanyag/		
K*	1 830	890	5600
Na*	590	335	290
Fe**	245	360	225
Mn**	50	18	10,5
Cu**	7,1	13, 2	4,6
Zn**	11,8	59,6	5,4
Pb**	6,6	1,1	9,5
Cd**	< 0,1	< 0,1	< 0,1

* lángfotométerrel mért koncentráció,

** atomabszorpcióval mért koncentráció.

A mérések alapján megállapítható, hogy a tejüzemi szennyvizek előtisztításánál keletkező szennyvíziszapok nehézfém-tartalma nem lehet mezőgazdasági hasznosításuk akadálya. Ezt igazolja a **23. táblázatban** látható ellenőrző számítás is. A bemutatott értékek a talaj felső 10 centiméteres rétegébe történő bekeverés esetén kialakuló nehézfém koncentrációkat mutatják. Látható, hogy még az iszap Zn-tartalma sem okoz kedvezőtlen koncentráció-növekedést a talajban.

A vegyszeres tejipari szennyvíziszapok felhasználható mennyiségét a mérések alapján tehát nem azok nehézfém tartalma, hanem nitrogén-tartalmuk határozza meg. A nitrogén lesz a limitáló tápanyag, melynek igénye szerinti dózisban kell az iszapot a termőtalajra juttatni. Kedvezőnek tűnik, hogy a meszes - vas-(II)-szulfátos iszapnál a műtrágyával szemben szerves nitrogén kerül a talajba. A szerves anyag lebomlása, a nitrogén kiszabadulása lassúbb, mint a műtrágya ammóniájáé, ezért az adszorpcióval történő megkötődése a talajban biztonságosabb. Kisebbség lesz így a mélyebb vízrétegekbe történő lemosódás veszélye. Ilyen iszapoknál - szemben a műtrágyával - a nitrát lemosódás minimális, hiszen nitrát csak igen kis mennyiségben keletkezhet azok nitrogéntartalmából.

23. táblázat A mész- és vastartalmú tejipari szennyvíziszap hatása a Zalaegerszegi körzetben található talajok összetételére meghatározott adagolás esetén.
Koncentrációértékek mg/kg száraz anyagban feltüntetve

	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Határérték (9003-83 sz. FM rendelet)						
- maximum az iszapban	2000	2000	800	1000	Zn/200	15
- az adagolt talajban	300	100	100	5	2	-
Tejipari előtisztítás iszapjában	120	140	20	15	1,0	0,1
Zala megye talajaiban -átlag-	112	2,5*	4,8	20	2,5	0,1
Növekedés a talaj felső 10 cm-es rétegében 200 m ³ iszapdózis/ha esetén	0	1	0,15	0,01	0	0

* Optimális koncentráció a talajban 3-5 mg/kg szárazanyag

A nagy kalciumtartalmú tejipari szennyvíziszap várhatóan jól hasznosítható savanyú talajoknál. Mész és szerves tápanyagtartalma ellensúlyozza a savas esők kedvezőtlen hatását, és csökkenti a műtrágyaigényt. A mérsékeltén lúgos, kalciumtartalmú tejipari szennyvíziszap csökkenti a növények alumíniumfelvételét és egyidejűleg növeli kálium- és foszforfelvételüket. A talajok víztartó képessége és kolloid szerkezete is kedvezően változik az iszapadagolás hatására.

Növényvizsgálatok

Az iszap hasznosítási lehetőségének pontosítására az első üzemi tisztító beindítását követően laboratóriumi - tenyészedenyes vizsgálatokat végeztünk. A laboratóriumban különböző talaj - iszap keverékeken búzát csíráztattunk és neveltünk. A csíráztatásnál 0-1,5 kg/m² iszapdózis tartományban nem tapasztaltunk gátló hatást. A nagyobb értékeknél, különösen a 6 kg iszap szárazanyag / m² dózisnál, már érezhető volt a kedvezőtlen hatás. Fontos azonban megjegyezni, hogy ilyen nagy dózisoknál a problémát a bevitt iszap igen nagy víztartalma is okozhatta, ami a túlnedvesített talaj levegőtlenességét eredményezte. A tenyészedenyben nem volt mód a víztartalom mélyebb rétegekbe történő leszivárgására s így a felső talajréteg optimális nedvességtartalmának biztosítására. Talán az eredmények másként alakultak volna, ha szárított iszapot adagolunk a vizsgálatok során a talajhoz. Ez a megoldás azonban még kevésbé modellezi a valós körülményeket. Ezért is tekintettünk el tőle.

A növények egy részéből 3 hét, más részükből újabb 2 hónap után mértük nehézfém-tartalmukat. A **25. ábra** mutatja, hogy 2 hónap után a növényekben az Al-, Mn- és Fe-tartalom nagyobb volt, mint három hét után. Az eredmények alapján egyértelmű tendencia az Al és Mn felvétele esetében figyelhető meg. A meszes szennyvíziszap mennyiségének növelésével felvételük csökkent. Ez várható jelenség, hiszen a talaj pH-jának növelésével csökken a fémek felvétele. Ez egyben csökkenti esetleges fitotoxikus hatásukat is. A kálium és foszfor felvételét illetően a 3 hetes növények eredményei nem egyértelműek. A 2 hónapos növényekből mért értékeknél az iszapadagolás eredményeként növekedés figyelhető meg.

A szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának részleteit pontosító további vizsgálatokat a MÉMNAK illetékes kutatóintézete és a Keszthelyi Agrártudományi Egyetem Mosonmagyaróvári Karának munkatársai végezték. Az utóbbi vizsgálatok hozam és a beltartalmi értékek vonatkozásában kapott kedvező eredményeinek ismertetésétől eltekintek, mivel ezekbe a vizsgálatokba már nem folytunk be.

A tenyészedenyes vizsgálatokat követően szántóföldi kísérleteket is végeztünk. Ennek során nem a növény fejlődését, hanem a termény, a magok fémtartalmát vizsgáltuk. Az iszapadagolás hatására a búzamagok mikroelemkoncentrációja (fémek) csak kis mértékben, 5-10%-kal csökkent. Magnézium- és nátriumtartalmuk gyakorlatilag nem változott, illetve csak minimális mértékben növekedett, mint az a **25. ábrán** látható.

A növénykísérletek alapján az előzőekből is megállapítható, hogy a tejipari szennyvizek meszes / vasszulfátos előtisztításánál keletkező szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítása lehetséges és célszerű. Az eltelt évek gyakorlata is ezt bizonyította. Óvatosságra int azonban, hogy az üzem időközben csökkentette a tisztításnál felhasznált mészhidrátdózist, és ezzel a korábbiakhoz képest a vas-hidroxid mennyisége az iszapban nő. A szennyvíziszap összetételének ilyen változása hatásának megváltozását is eredményezi. A korábbi, nagyobb Ca-tartalmú iszap igen kedvező hatással volt a növények nehézfém felvételére, a talaj szerkezetére és annak víztartó kapacitására. Az iszap hatása részben a Ca-, részben szerves anyag-tartalmának tulajdonítható. Ez a Ca-tartalom az utóbbi években valamelyest csökkent.

Makro- és mikroelemek a búzában és a termésben						
Elem	mg/kg száraz anyag	a búzában		a magban		
		3 hét múlva	+ 2 hó			
K	40000 20000			3780	3350	
P	8000 4000			2610	2410	
Na	8000 4000			28.3	29.3	
Ca	8000 4000			383	344	
Mg	8000 4000			1130	1150	
Al	2000 1000		4461 	13.2	11.7	
Fe	2000 1000			33.8	31.9	
Mn	60 30		107 	29.7	28.7	
Zn	60 30			34.6	32.0	
Cu	60 30			5.4	5.5	
Iszapdózis kg sz.a./m ²		0.375 1.5 6.0 0 0.75 3.0	1.5 0		1.5	

25. ábra Különböző elemek akkumulációja a búzában a növekedés során, valamint a szemtermésben különböző iszapdózissal adalékolt zalai talajban

III. ÖSSZEFOGLALÁS

A tejipari szennyvizek biológiai tisztítása korábban sok problémát okozott mind a tejüzemi, mind a kommunális biológiai tisztítóknak. A technológiák fejlődésének eredményeként a korábbi nehézségek ma kisebb mértékben jelentkeznek. Adott terhelési részarányig a tejipar szennyvizei a lakossági tisztításnál nem okoznak gondot, sőt fizikai-kémiai előtisztításuk esetén hatásuk a kommunális szennyvizek eleveniszapos tisztításánál egyértelműen kedvező lehet. Az elődenitrifikálásra, biológiai többletfoszfor eltávolítására kiépített üzemeknél határozottan kívánatos.

A dolgozatban ismertetett munka célja az indításakor nem a fenti hatás megállapítása volt. Kezdetben csak a hazai közcsatorna-határértékekkel szabályozott tejipari szennyvízkibocsátás gondjain igyekezett enyhíteni. Az elvégzett kutatómunka fő érdeme, hogy a témakör kutatásainak döntő részétől eltérően vizsgálataihoz egyidejűleg friss tejjel készített modell-emulziókat és tejüzemi szennyvizet is használt. A két típus viselkedésének összevetésével kapott választ a szennyvizet képező híg tejkolloid pontosabb viselkedésére. Ez egy új koaguláció-flokkuláció lehetőségének felismeréséhez vezetett. Ennek alapján sikerült az iparág részére hatékony, új előtisztítási technológiát kidolgozni, amely hatékonyságát az üzemi gyakorlatban is bizonyította. Ezt követően adódhatott csak lehetőség az előtisztítás kommunális szennytisztításra kifejtett kedvező hatásának gyakorlati bizonyítására, illetőleg ahhoz kapcsolódóan további tudományos felismerésekre.

Az új típusú előtisztítás a korábbiaktól eltérő összetételű elfolyó vizet eredményezett. Annak hatása a kommunális szennyvíz-tisztításnál az előtisztítatlan tejipari szennyvizekétől eltérő. Az utóbbi években kiépülő teljes biológiai tápanyag-eltávolító eleveniszapos szennyvíztisztítóknál az új megoldással előtisztított tejipari szennyvíz különleges összetétele eredményeként további hatékonyság-növekedést tett lehetővé. A biológiai többletfoszfor felvétel a korábbiakban nem tapasztalt mértékben növekedett. Ez a kedvező hatás az ipari melléktermékek, mint például a savó célszerűbb hasznosítására ösztönözheti a kommunális szennyvíztisztítókat. A tejipari szennyvíz javasolt fizikai-kémiai előtisztításánál keletkező szennyvíziszap a mezőgazdaság számára hasznosítható kalciumot, nitrogént, foszfort és szerves anyagot tartalmazó talajtápanyag. Annak fokozott mértékű hasznosítása ugyancsak a jövő feladata.

A bemutatott kutatómunka igen sokirányú volt, időben egy évtizednél is többet felölelt. Az eredmények ipari, környezetvédelmi hasznosítását is megoldotta. Ez általában igen lassú folyamat, mivel sok időben változó környezeti tényező függvénye. Olyanoké, mint a lakossági környezet egyéb tevékenységből eredő szennyezettsége, anyagi-gazdasági lehetőségeink, a vízgazdálkodás szabályozásának alakulása, a szabályozást érvényesítő, végrehajtó hivatali tevékenység egyértelműsége, stb. Eredményei ezek hatásaitól függetlenül is egyértelműen környezetünk védelmét, a szükségeszerű ipari tevékenység és a harmonikus lakossági környezet fenntartható egységét szolgálják.

Irodalomjegyzék

- Abendt R - Malchow T - Eckstein J (1996) Industrieabwasser als Substrat für die Denitrifikation. Korresp. Abwasser 43 (4) 597-604.
- Adamse A D (1966) Bacteriological studies on dairy waste activated sludge. Meded. Landbouwhogeschool, Wageningen, 66 (6) 1-75.
- Adamse A D (1968) Formulation and final composition of the bacterial flora of dairy waste activated sludge. Wat. Res. 2, 655-671. and Response to dairy waste activated sludge to experimental conditions affecting pH and dissolved oxygen concentration. ibid. 703-713. and Bulking of dairy waste activated sludge. ibid. 715 -722.
- Adamse A D (1974) Some bacteriological aspects of dairy waste activated sludge. Annual Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc. 77, 60-74.
- Ajmal M - Khan M A - Mujahid A - Nomani A A (1984) Effect of industrial dairy processing effluent on soil and crop plants. Environ. Pollut., Ser. A 33 (2) 97-106.
- Albertson O E (1992) : Control of bulking and foaming organisms. In book: Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal Eds.: Randall C W - Barnard J L - Stensel H D, Technomic Publ. Co. Inc., Lancaster, PA, 1992, 335-374.
- Alvarez P - Romero F - Pereda J (1996) Kinetic study on the aerobic biodegradation process in dairy wastewater. Aliment., Equipos Technol., 15 (4) 103-109.
- Andersson N (1974) Treatment of dairy effluent by chemical precipitation. Annual Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc. 77. 131-137.
- Andreev P - Obretenov T (1977) Purification of some food industry effluents using bentonite clay. Khranit. Prom.-st., 26 (3) 18-22.
- Antonie R L - Hynek R J (1973) Operating experience with Bio-Surf Process treatment of food processing wastes, Proc. Ind. Waste Conf. 28th, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 849-860.
- APHA (1980) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 15th ed., Am. Public Health Assoc., Am. Waterworks Assoc. and Water Pollution Control Federation, Washington
- Argaman Y (1991) Chemical reaction engineering and activated sludge - a research note. Wat. Res. 25, 1583-1586.
- Askew M W (1973) Effluent: the future water supply. The Milk Industry, 73 (5) 32-38.
- Askew M W (1973) Some trends in industrial water and wastes management. Dairy Ind., 38 (5) 211-216.
- Backman R C - Blanc F C - O'Shaughnessy (1985) The treatment of dairy wastewater by anaerobic up-flow packed bed reactor. Proc. Ind. Waste Conf. 40th, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 361-372.
- Balatoni M (1978) Tejipari táblázatok. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1978.

- Balatoni M - Ketting F (1981) A tej összetétele és tulajdonságai. Tejipari kézikönyv. Szerk.: Balatoni M - Ketting F, Mezőgazdasági Kiadó, 1981, Budapest, 15-69.
- Balatoni M - Szabó G (1968) A tejben levő zsírgolyócskák nagyságának és nagyságrendi megoszlásának vizsgálata. Magyar Tejgazdasági Intézet, Mosonmagyaróvár, 1968.
- Baltjes J (1980) Modern waste water control in the dairy industry, Proc. IDF Seminar on Dairy Effluents, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc.104, 28-39.
- Banik G C - Dague R R (1996) ASBR treatment of low strength industrial wastewater at psychrophilic temperatures. Proc. 2nd Spec. Conf. on Pretreatment of Industrial Wastes, October 16-18, Athens, Greece, IAWQ, 628-635.
- Baranya megyei KÖJÁL (1986) A zalaszentgróti tejipari szennyvíziszap ökotoxikológiai vizsgálata. Vizsgálati eredmények, Pécs, 1986.
- Barford J P - Cail R J - Callander I J - Floy E J (1982) Anaerobic digestion of high-strength cheese whey utilizing semi-continuous digesters and chemical flocculent addition. Biotechnol. and Bioeng., 28, 1601-1607.
- Barlindhaug J - Oedegaard H (1996) Thermal hydrolyzate as a carbon source for denitrification. Wat. Sci. Tech., 33 (12) 99-108.
- Barnett J W - Parkin M F - Marshall K R (1982) The characteristics and oxygen demand of New Zealand dairy food plant effluents discharges. Proc. Aquatic Oxygen Seminar, Water and Soil Misc., Publ. No. 29, National Water and Soil Conservation Organization, Wellington, New Zealand, 49-53.
- Bartha I - Horváth I - Toókos I - Vermes L (1976) Élelmiszeripari szennyvizek tisztítása és hasznosítása. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1976.
- Baumann P - Krauth K (1996) Reuse of industrial wastes as chemical for wastewater treatment. Proc. 2nd Spec. Conf. on Pretreatment of Industrial Wastes, October 16-18, Athens, Greece, IAWQ, 118-113.
- BEAK Engineering Ltd. (1986) Anaerobic treatment of dairy effluent. Report for the Tech. Dev. and Tech. Services Branch, Environmental Protection, Environment Canada, EPS 3/FP/1 Sept. 1986, pp. 165.
- Bech A M (1981) The physical and chemical properties of whey proteins. Dairy Ind. Intl., (11) 25-33.
- Becker D J (1978) Wastewater treatment during recovery of fats and proteins in a reusable form. Ger. Offen 2,808,703.
- Ben-Hassan R M - Ghaly A E (1995) Continuous production of single cell protein from cheese whey lactose using Kluyveromyces Fragelis. Trans. Am. Soc. Ag. Eng., 38 (4) 1121-7.
- Bencze L - Kárpáti Á - Galyas I - Munkácsi L - Németh Gy (1993) : Többlépcsős biológiai szennyvíztisztító-hasznosító rendszer kiépítése és hatékonysága sajtüzemi elfolyóvíznél. Veszprémi Környezetvédelmi Kiállítás és Konferencia, Veszprém, 1993 március 2-11. Kiadványkötet 105.
- Benedek P (1989) Szennyvíztisztítási biotechnológiák. Biotechnológia a környezetvédelemben c. könyv 4. fejezet, Szerk.: Benedek P, Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1989. 71-129.

- Bernet N - Habouzit F - Moletta R (1996) Use of an industrial effluent as a carbon source for denitrification of a high-strength wastewater. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 46 (1) 92-97.
- Blanc F C - Navia R (1990) Treatment of dairy wastewater by chemical coagulation. *Proc Ind. Waste Conf. 45th*, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 681-689.
- Boening H B - Larsen V F (1982) Anaerobic fluidized bed whey treatment. *Biotechnol. Bioeng.*, 24, 2539-2556.
- Boening P H - Larsen V F (1983) Anaerobic fluidized bed whey treatment. *Proc. Ind. Waste Conf. 37th*, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 295-304.
- Bough W A (1976) Chitosan - a polymer from seafood water for use in treatment of food processing wastes and activated sludge. *Process Biochemistry*, 11 (1) 13-16.
- Bough W A (1978) Treatment of food processing wastes with chitosan and nutritional evaluation of coagulated by-products. MIT Sea Grant Rep. No. 78-7.
- Bough W A - Swientek R J (1980) Dairy installs pretreatment system vs. paying 75% of \$ 1.5 million city treatment plant - saves \$ 450,000 , *Food Process*, 42 (10) 150-152.
- Bowie J (1982) Milk waste pretreatment. Arcadiana Treatment System. Case study, pp.13.
- Bradley R M (1983) BOD removal efficiencies in two stabilisation lagoons in series in Malaysia. *Water Pollution Control*, 82, 114-122.
- Brown H B - Pico R F (1980) Characterization and treatment of dairy wastes in the municipal treatment system. *Proc. Ind. Waste Conf. 34th*, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 326-334.
- Bull M A - Sterritt R M - Lester J N (1981) Some methods available for treatment of waste water in the dairy industry. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 31 (10) 579-83.
- Bull M A - Sterritt R M - Lester J N (1984) Developments in anaerobic treatment of high strength industrial waste waters. *Inst. Chem. Eng. Res. Des.*, 62 (7) 203-213.
- Byrne M (1987) Cutting the Cost of Effluent Treatment. *Food Manuf.*, 62 (8) 24-29.
- Caine M - Anderson G K - Donnelly T (1991) A study into the effect of series of shocks on a pilot scale anaerobic filter. *Proc Ind. Waste Conf. 45th*, Ann Arbor Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan, 351-61.
- Carawan R E - Chambers J V - Zall R (1979) Dairy processing - Water and wastewater management, Extension Special Report No. AM-18B, North Carolina Agricultural Extension Service, Raleigh, North Carolina.
- Carawan R E - Jones V A (1977) Water and waste management educational program for dairy processing. *J. Dairy Sci.*, 60 (7) 1192-1197.
- Cavagnaro P V - Kaszubowski K E (1988) Pretreatment limits for fats, oil and grease. *Proc. Ind. Waste Conf. 43rd*, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 777-789.
- Cech J S - Hartman P (1990) Glucose induced breakdown of enhanced biological phosphate removal. *Environmental Technology*, 11, 651-656.
- Cech J S - Hartman P (1993) Competition between polyphosphate and polysaccharide accumulating bacteria in enhanced biological phosphate removal system. *Wat. Res.*, 27, 1219-1225.

- Chai E - Lee H S - Lee J W - Oa S W (1996) Another carbon source for BNR systems. *Water Sci. Tech.*, 34 (1-2) 363-369.
- Chambers B (1993) Batch operated activated sludge plant for production of high effluent quality at small works. *Wat. Sci. Tech.*, 28 (10) 251-259.
- Chambers J V (1975) Engineering control of a dairy waste treatment system - a concept. *Italian Cheese J.*, 4 (2) 1/3-6/8.
- Chambers J V (1980) Cost of dairy wastewater, disposal and management. *Am.Dairy Rev.*, 42 (11) 27-28, 32, 36, 40.
- Chambers J V (1981) Improving waste removal performance reliability of a waste treatment system through bioaugmentation. *Proc. Ind. Waste Conf. 36th*, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 631-643.
- Chambers J V - Harper W J (1991) Biomass respiration response under high organic loading conditions. *Proc. Food Ind. Environ. Coservation*, Atlanta, 195-199.
- Choi E S - Lee H S (1996) Biological nutrient removal characteristics of low strength municipal wastewater. *Korean J. Chem. Eng.*, 13 (4) 364-368.
- Christensen F M - Engelsen P (1993) : Cleaner Technology on a Hungarian Dairy. A study of the possibilities for prevention of the waste streams and the working environment problems at Zalatej - Zalaegerszeg. Interdisciplinary Centre, Progress Report, Technical University of Denmark, Lyngby, pp. 185.
- Chu C F - Miyahara T - Noike T (1996) Inhibitory effects of palmitic acid on anaerobic bacteria. *Kogyo Yosui*, 1996, 455, 16-21.
- Comeau Y - Lamarre D - Roberge F -Perrier M - Desjardins G - Hade C - Mayer R (1996) Biological nutrient removal from a phosphorus-rich pre-fermented industrial wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 34 (1-2) 169-77.
- Cooper J S (1974) Research and development within dairy effluent treatment. *Annual Bulletin, Int. Dairy Fed.*, Brussels, Doc. 77. 3-17.
- Cooper J S (1977) Sludge handling and utilisation in the UK. *The Milk Industry*, 79 (9) 10-14.
- Cooper J S (1978) Measurement and sanpling of dairy effluents. *Annual Bulletin, Int. Dairy Fed.*, Brussels, Doc. 104. 105-117.
- Cooper J S - Royal L (1973) Scientific symposium on dairy effluent treatment. *The Milk Industry* 75 (4) 25-27.
- Cordoba P R - Sanchez R F - Sineriz F (1984) Treatment of dairy industry wastewater with an anaerobic filter. *Biotechnol. Lett.*, 6 (11) 753-58.
- Cotton R M (1984) Determination of milkfat in dairy effluent. *New Zealand J. of Dairy Science and Technology*, 19, 267-268.
- COWIconsult (1992) Dairy Sector Study. Vol. III. Annex 7: Environmental Issues, Min. of Agriculture, Hungary, Phare Program, AICU, pp. 20.
- Creamer L K - Yamashita (1976) The role of phosphate in casein micelle structure I. The effect of inorganic phosphate on calcium-caseinate aggregation. *New Zealand J of Dairy Sci. Technol.*, 11, 257-62.

- Cunningham J - Nemke J L - Marske D (1980) Land treatment uses sludge at Madison, Wisconsin, Water Sewage Works, 127 (3) 28-29, 49.
- Czakó L - Miháltz P (1993) Trendek és szemléletváltás a szennyvíztisztításban. Magyar Kémikusok Lapja, XLVIII (10-11) 453-462.
- Dague R R (1991) Theoretical basis and development of the Anaerobic Sequencing Batch Reactor Process. Proc. Food Ind. Environ. Conf., Georgia Tech. Res. Inst., Atlanta, 13-29.
- Daigger G T - Buttz J A (1992) : Plant upgrading through new liquid processing technologies. In book: Upgrading Wastewater Treatment Plants. Eds.: Daigger, G T - Buttz A J, Technomic Publ. Co. Inc., Lancaster, PA, 69-132.
- Dang J S - Harvey D M - Jobbagy A - Grady C P L Jr (1989) Evaluation of biodegradation kinetics with respirometric data. Res. J. Wat. Pollut. Control Fed., 61, 1711-1721.
- De Haast J - Britz T J - Novello J C (1984) The management of waste water in the milk processing industry. S. Afr. Dairy Technol., 16 (2) 67-73.
- De Haast J - Britz T J - Novello J C - Lategan P M (1983) Anaerobic digestion of cheese whey using a stationary fixed-film reactor. New Zealand J. Dairy Sci. Technol., 18, 261-271.
- Demott B J (1982) Ethanol from cottage cheese whey and Candy plant wastes. Cultured Dairy Prod. J., 17 (4) 17-25.
- Demuyne C - Vanrolleghem P - Mingneau C - Liessens J - Verstraete W (1994) NDBEPR process optimization in SBRs: reduction of external carbon-source and oxygen supply. Wat. Sci. Tech., 30, 169-181.
- Dobolyi E (1992) Biológiai tápanyag-eltávolítás (nitrogén és foszfor) szennyvízből. OMIKK, Környezetvédelmi füzetek 1992/16, Budapest, p. 32.
- Doedens H (1974) Aerobic biological treatment of dairy wastewater - excess sludge and effects of variations in pH. Annual Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc.77, 108-21.
- Doedens H (1981a) Amount and treatment of concentrates from milk processing. Wiss. Umwelt, (3) 108-13.
- Doedens H (1981b) Verfahren der Abwasserreinigung und deren Kosten für Direktleiter. Deutsche Molkerei-Zeitung, 102 (1) 30-32.
- Dold P L - Ekema G A - Marais G V R (1980) A general model for the activated sludge process. Prog. Wat. Tech., 12, 47-77.
- Dold P L - Marais G V R (1986) Evaluation of the general activated sludge model proposed by the IAWPRC task group. Wat. Sci. Tech., 18, 63-89.
- Eckenfelder W W - Argaman Y (1979) Kinetics of nitrogen removal for municipal and industrial applications. In book: Advances in Water and Wastewater Treatment - Biological Nutrient Removal, Eds.: Wanielista M P - Eckenfelder W W, Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan, 23-41.
- Eckenfelder W W - Musterman J L (1992) : Activated sludge treatment of industrial waters. In book: Activated Sludge Process Design and Control - Theory and Practice. Eds: Eckenfelder, W W - Grau P, Technomic Publ. Co. Inc., Lancaster, PA, 127-266.
- Eckenfelder W W - Musterman J L (1995) Activated Sludge Treatment of Industrial Wastewaters. Technomic Publ. Co. Ltd., Lancaster, PA

- Eckenfelder W W Jr. (1996) Developing cost effective pretreatment technology for complex industrial wastewaters. Proc. 2nd Spec. Conf. on Pretreatment of industrial Wastes, October 16-18, Athens, Greece, IAWQ, 24-37.
- Eilbek K - Kiss J - Kárpáti Á - Rédey Á (1993) The economy of dairy effluent pretreatment - case study. Műszaki Kémiai Napok 93' Veszprém, 1993, Kiadványkötet 40. and The economy of dairy effluent pretreatment - case study - Comparison of the Hungarian and Danish practice. - ibid 40-41.
- Elefsiniotis (1993) the effect of operational parameters on the acidic-phase anaerobic digestion of primary sludge. Ph. D. Dissertation, The University of British Columbia, Canada
- Elkin J D (1984) Dairy Effluent Disposal. Dairy Ind. Int. (G.B.), 49 (4) 29-34.
- Elliot R A (1973) New waste water practices in dairy plants. Journal of Milk and Food Technology, 36 (9) 453-455.
- Eroglu V - Ozturk I - Demir I - Akca L - Alp K (1991) Sequencing batch and hybrid anaerobic reactors treatment of dairy wastes. Proc. Ind. Waste Conf. 46th, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 413-422.
- Fang H H P (1990) Aerobic treatment of dairy wastewater. Biotechnol. Tech., 4 (1) 1-4.
- Fenyves J (1978) Tejipari szennyvizek zsírtalanításának kísérletei új rendszerű leválasztó berendezéssel. Bányaterv Közl. No. 67-68. 11-17, 52, 56
- Feofanov Yu A - Kalinina Suvalova S F (1977) Development of systems for local purification of waste water from dairies using electrolytic methods. Mezhvuz. Temat. Sb. Leningr. Inzh. Stroit. Inst., 6, 130-134.
- Feofanov Yu A Kalinina Sugalova S F - Szvetasova E S (1979) : Study of anodic processes occuring under the conditions of electrocoagulation purification of wastewaters from dairy plants. Novye Metody i Sooruzhen. dlya Vodootved i Ochistki Stoch. Vod, Leningrad, 103-110.
- Ferrando P (1979) Biological treatment of dairy wastewaters. Quad.-Ist. Ric Acque, 45, 461-72.
- Fjrostell B (1981) ANAMET anaerobic-aerobic treatment of concentrated wastewaters. Proc. Ind. Waste Conf. 36th, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 267-78.
- Fleit E (1993) A biológiai szennyvíztisztító rendszerek néhány funkcionális jellemzője. Szerk. Fleit E - Oláh J - Mucsy : A biológiai szennyvízkezelés újabb irányzatai. KGI Környezetvédelmi Tájékoztató, Budapest, 196 (587) 7-65.
- Foot R J - Robinson M S - Forster, C F (1993) Operational aspects of three selectors in relation to aeration tank ecology and stable foam formation. J. Inst. Water Environ. Manage., 7(3) 304-309.
- Forster C F - Johnston D W M (1987) Aerobic processes. In book: Environmental Biotechnology. Eds.: Forster C J - Wase D A, Horwood, Chichester, 15-56.
- Fox E G (1975) The treatment of dairy factory wastes. Food Technology in New Zealand, 10 (4) 9-13.
- Fülöp I (1987) Tejipari hulladékemisszió ellenőrzése. Diplomadolgozat, Veszprémi Vegyipari Egyetem, Ásványolaj- és Széntechnológia Intézet, Veszprém, pp. 90.

- Gallo T - Sandford D S (1979) The application of deep shaft technology to the treatment of high - strength industrial wastewaters, *AIChE Symp.Ser.*, 76, 288-300.
- Galpin D B (1981) Effluent disposal from New Zealand dairy plants. *New Zealand J. Dairy Sci.Technol.*, 16, 289-292.
- Galpin D B - Parkin M F (1981) Estimating the yield of butter by the measurement of losses. *New Zealand J. Dairy Sci.Technol.*, 16, 231-241.
- Garcia J C - Alvarez M J - Lavin A G - Diaz J M (1996) Operation of sequential batch reactors for the biological treatment of wastewater from dairy industries. *Inf. Technol.*, 7 (2) 23-30.
- Gemes P - Rokus T (1992) Possibilities of clean production in the Hungarian dairy industry. Progress Report, Erasmus Centre for Environmental Studies, Erasmus University Rotterdam, pp. 36.
- Ghaly A E (1989a) Biogas production from acid cheese whey using a two-stage digester. *Energy Sources*, 11, 237-50.
- Ghaly A E (1989b) Pollution potential of land disposal of cheese whey. *Proc. 1988 Food Process. Waste Conf.*, Georgia Tech. Res. Inst., Atlanta, 18-26.
- Ghaly A E - El-Taweel A A (1995) Effect of lactose concentration on batch production of ethanol from cheese whey using *Candida Pseudotropicalis*. *Trans. Am. Soc. Ag. Eng.*, 38 (4) 1113-21.
- Ghaly A E - Pyke J B (1991) Amelioration of methane yield in cheese whey fermentation by controlling the pH of the methanogenic stage. *Appl. Biochem. Biotechnol.*, 27, 217-37.
- Ghaly A E - Singh R K (1985) Land application of cheese whey. *Proc. 5th Int. Symp. On Agricultural Wastes*, Am. Soc. of Agric. Engineers, Michigan, 546-553.
- Ghaly A E - Singh R K (1989) Pollution potential reduction of cheese whey through yeast fermentation. *Appl. Biochem. Biotechnol.*, 22 (2) 181-203.
- Goronszy M C (1989) Batch reactor treatment of dairy wastewaters: a case history. *Proc. Ind. Waste Conf. 44th*, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 795-805.
- Goronszy M C (1996) Adaption of biological treatment of effluent re-use. *Proc. 2nd Spec. Conf. on Pretreatment of Industrial Wastes*, October 16-18, Athens, Greece, IAWQ, 304-311.
- Goronszy M C - Barnes D (1980) Continuous single vessel activated sludge treatment of dairy wastes. *Water - 1979, AIChE Symp.Ser.*, 76, 271-277.
- Goronszy M C - Eckenfelder W W (1988) Floc. loads as it relates to enzymatic transfer of soluble substrate and sludge bulking control. *Wat. Sci. Tech.*, 20 (11-12) 481-485.
- Goronszy M C - Eckenfelder W W - Cevallos J E (1984) Sludge bulking control for highly degradable wastewaters using the Cyclic Activated Sludge System. *Proc. Ind. Waste Conf. 39th*, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 373-381.
- Goronszy M C - White J (1989) Biological nutrient removal with sludge bulking control in a batch activated sludge system. *Wat. Sci. Technol.*, 21 (12) 1731-34.
- Gouchet J (1987) Evolution of a redzina following 25 years of dairy effluent irrigation. *Sci. Sol.*, 25 (2) 95-106.

- Grady C P L - Lim C L (1980) Biological Wastewater Treatment. Marcel Dekker Inc., New York, 1980.
- Grau P - Da-Rin B P (1996) Management of toxicity effects in a large wastewater treatment plant. Proc. 2nd Spec. Conf. on Pretreatment of Industrial Wastes, October 16-18, Athens, Greece, IAWQ, 15-23.
- Grau P - Wanner J (1992) : Process theory - kinetics and sludge quality control. In book: Activated Sludge Process Design and Control - Theory and Practice. Eds: Eckenfelder, W W - Grau P, Technomic Publ. Co. Inc., Lancaster, PA, 1-36.
- Gray N F (1990) Activated Sludge. Theory and Practice. Oxford Science Publications. 1990.
- Guzzella L (1988) Treatment of dairy-industry effluents. *Acqua Azia*, 9, 1183-4.
- Gyulai Gy (1985) Szennyvíz kiegyenlítés hatásának vizsgálata tejipari elfolyóvizek esetében. Diplomadolgozat, Veszprémi Vegyipari Egyetem, Ásványolaj- és Széntechnológia Intézet, Veszprém, pp. 85.
- Hadjivassilis I (1991) Dairy wastewater treatment and reuse. *Wat. Sci. Tech.*, 24 (1) 83-87.
- Hamm A - Huber L -Popp W (1978) Results of investigation on the chemical precipitation with regard to additional wastewater contents. *Muench. Beitr. Abwasser-, Fish.-Flussbiol.*, 29, 123-134.
- Hang Y D - Woodams E E (1981) Rapid removal of lactic acid from wastewater by a flocculent yeast. *J. Food. Sci.*, 46 (5) 1498-99, 1513.
- Hansen D B (1985) The treatment of dairy wastewater in the developing countries - the Danish experience. *Industry and Environment*, 8 (4) 10-13.
- Harding F (1974) Laboratory control of effluent. *J. Soc. Dairy Technol.*, 27 (2) 79-84.
- Harding F (1979) Reduction of milk and milk product wastage. *Dairy Technology*, 32 (3) 146-150.
- Harding F - Hodge R P (1978) The use of random pack plastics media for treatment of dairy effluent to discharge standards. Proc. XX. Int. Dairy Congress, Surrey, 690-91.
- Harper W J - Blaisdell J L (1971) State of the art of dairy food plant wastes and waste treatment. Proc. 2nd Natl. Simp. Food Proc. Canners Assoc., Denver, CO, 509-545.
- Harper W J - Blaisdell J L - Grosskopf J (Eds) (1971) Dairy Food Plant and Waste Treatment Practices. US EPA 12060 EGU 03/71, US Environmental Protection Agency, Washington, DC. 1971.
- Harper W J - Chambers J V (1978) Upgrading dairy waste treatment systems. Annual Bulletin, Int. Dairy Fed, Brussels, Doc.104, 173-175.
- Hatziconstantinou G J - Yannakopoulos P - Andreadakis A (1996) Primary sludge hydrolysis for biological nutrient removal. *Wat. Sci. Tech.*, 34 (1-2) 417-423.
- Hayashi H - Ishioka Y (1978) Reuse of effluent in the dairy industry. Annual Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc. 104, 81-89.
- Heldman D R - Seiberling D A (1976) Environmental sanitation, in *Dairy Technology and Engineering*, Harper W J - Hall C W (Eds), AVI Publishing, Westport, Connecticut, 272 - 321.

- Hemmings M L (1976) Modern treatment of milk processing effluents. *Dairy Ind.Int.*, 41 (4) 117-22.
- Hemmings M L (1980) The treatment of dairy wastes. *Dairy Ind. Int.*, 45 (11) 23-25, 28.
- Henck M - Puhan Z - Gallmann P (1993) Potential treatment of dairy wastewaters. *Lebensmittelind. Milchwirtsch.*, 114 (38) 1104-6, 1108-9.
- Henze M (1996) Biological phosphorus removal from wastewater processes and technology. *Meded. - Fac. Landbouwk. Toegepaste Biol. Wet. (Univ. Gent)*, 61 (4a) 1675-84.
- Henze M - Mladenovski C (1991) Hydrolysis of particulate substrate by activated sludge under anaerobic, anoxic and aerobic conditions. *Wat. Res.*, 25, 61-70.
- Henze M Harremoes P - Jansen J C J - Arvin E (1995) *Wastewater Treatment*. Springer, 1995.
- Hickey R F - Owens R W (1981) Methane generation from high strength industrial wastes with the anaerobic biological fluidized bed. *Biotech. Bioeng. Symp.*, 11, 399-413.
- Hidalgo J - Kruseman j - Bohren H U (1973) Recovery of whey proteins with sodium hexamethaphosphate. *J. Dairy Sci.*, 56, 988-993.
- Hiddink J (1990) Friends of the environment. overview from a processor's perspective. In: *Proc. of the XXIII International Congress*, 2, 803-813.
- Hills J S (1978) Water conservation. *Ann. Bull., Int. Dairy Fed.*, Brussels, Doc.104, 74-80.
- Hilton B L - Oleszkiewicz J A (1985) Toxicity of sulfides to the anaerobic treatment process. *Proc. Ind. Waste Conf. 42nd*, Ann Arbor Inc., Ann Arbor, Michigan, 739-743.
- Holder G A - Sowards G J (1976) Biological treatment of dairy whey. *Prog. Wat. Tech.*, 8, S. 313-319
- Holmstrom P (1978) Recirculation of evaporator condensates. *Annual Bulletin, Int. Dairy Fed.*, Brussels, Doc.104, 65-73.
- Hoo S - de Brezet H - Crul M - Dieleman H (1991) *Manual for the Prevention of Waste and Emissions*. Ministry of Economic Affairs, The Netherlands, pp. 26.
- Hoogstraten J J van (1987) The marketing of whey products : a view from Europe 'J' ai deux amours' *Bull. Int Dairy Fed.*, 212. 17-20.
- Hopwood A P (1984) The recovery of proteins from dairy effluents by precipitation with lignosulphonate. *Annual Bulletin, Int. Dairy Fed.*, Brussels, Doc. 184. 26-27.
- Hopwood A P - Rosen G D (1972) Protein and fat recovery from effluents. *Process Biochem.*, 7 (3) 15-17.
- Horváth I - Lesenyei G (1986) Zsír és olajfogók az élelmiszeriparban. *Élelmészeti Ipar*, XXX. (3) 115-120.
- Hu C F - Miyahara T - Noike T (1996) Inhibitory effects of palmitic acid on anaerobic bacteria. *Kogyo Yosui*, 455, 16-21.
- Hung J (1984) Batch reactor activated sludge treatment of milk processing wastewaters. *Proc. Biochem.*, 19, 25-28.
- Hwu C S - Donlon B - Lettinga (1996) Comparative study of long-chain fatty acids to anaerobic sludges from various origins. *Wat. Sci. Tech.*, 34 (5-6) 351-558.

- I D F (1980) Guide for Dairy Managers on Wastage Prevention in Dairy Plants. Int. Dairy Fed., Brussels., Doc.124.
- I D F (1981) Dairy effluents: BOD, COD and TOC relationships. Doc. 138.
- I D F (1985) Nutrient sources in dairy effluent - Phosphorus and Nitrogen elimination and treatment. Int. Dairy Fed., Brussels, Doc 195. pp. 8.
- Ikonen M (1985) Anaerobi treatment of wastewater in a Finnish dairy. Nordisk Mejeriindustri 12 (8) 79-83.
- Imhoff K R (1995) Water pollution control - pretention and realisation. J. EWPC, 5 (6) 24-32.
- Imura M., et al. (1993) Advanced treatment of domestic wastewater using sequencing batch reactor activated sludge process. Wat Sci. Tech., 28 (10) 267-275.
- Irvine R L - Ketchum L H (1989) Sequencing Batch reactor for biological wastewater treatment. Critical Reviews in Environmentan Control, 18, 255-294.
- Jardin N - Poepel H J (1996) Influence of the enhanced biological phosphorus removal on the waste activated sludge production. Wat. Sci. Tech., 34 (1-2) 17-23.
- Jenkins D - Richard M G - Daigger G T (1986) Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming. Water Research Commission, Pretoria, Rep. of S. Africa
- Jobbágy S (1989) : A szennyvizek biológiai tisztítása. Szerk. Katona E A vízminőség-szabályozás kézikönyve, AQUA Kiadó, 1989, 312-371.
- Joensson K - Johansson P - Chritensson M - Lee M - Lie E - Welander T (1996) Operational factors affecting enhanced biological phosphorus removal at the wastewater treatment plant in Helsingborg, Sweden. Wat. Sci. Tech., 34 (1-2) 67-74.
- Johansson P - Carlsson H - Joensson K (1996) Modeling of the anaerobic reactor in a biological phosphate removal process. Wat. Sci. Tech., 34 (1-2) 49-55.
- Johnson A H (1974) The composition of milk. In book : Fundamentals of Dairy Chemistry, 2nd Ed., Ebb B H - Johnson A H - Alford J A (Eds), AVI Publishing, Westport, Connecticut, 1-57.
- Johnston M A H (1978) Some experiences os treating dairy effluent in Northern Ireland. Annual Bulletin, Int Dairy Fed., Brussels, Doc.104, 177-182.
- Jones H R (1974) Pollution control in the dairy industry. Pollution Technology Review, Noyes Data Corporation, Park Ridge, NJ, 1974.
- Kaiser S K - Dague R R (1994) The Temperature-Phased Anaerobic Biofilter Process. Wat. Sci. Techn., 29 (9) 213-23.
- Kaiser S K - Dague R R - Harris W L (1995) Initial studies on the Temperature-Phased Anaerobic Biofilter Process. Wat. Env. Res., 67 (7) 1095-1103.
- Kalló D (1995) Watewater purification in Hungary with natural zeolites. In „Natural Zeolites ‘93 Occurence, Properties, Use. Eds.: Ming D W - Mumpton F A :International Committee of Natural Zeolites. Brockport, New York, 437-445.
- Kankyo Engineering Co. (1980) Treatment of waste milk and wastewater containing milk. Jpn. Kokai Tokkyo Koho 82 94,386
- Kankyo Engineering Co. (1982) Dairy wastewater and waste treatment. Jpn Kokai Tokkyo Koho 82 94,387

- Kárpáti A (1989) : Wastewater pretreatment and sludge utilization in the dairy industry. ENVIROTECH VIENNA-Wien. Febr. 20-22, 1989, Proceedings, F20.
- Kárpáti A (1994) : Zur Schmutzmetallkontamination der Schlammrückstände mit Chemikalien der Wasser- und Abwasserbehandlung. Chem. Technik, 46 (2) 87-91.
- Kárpáti Á (1995a) : Szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztítás. Magyar Hidrológiai Társaság XIII Országos Vándorgyűlése, 1995, Baja, Kiadványkötet, V. 2. 882-893.
- Kárpáti Á (1995b) : Üzemi technológiai módosítások lakossági szennyvizek teljes biológiai tápanyag-eltávolításának optimalizálására. IX. Országos Környezetvédelmi Konferencia, 1995, Siófok, Tanulmánykötet, 388-393.
- Kárpáti Á (1996a) : Tejipari szennyvizek és előtisztításuk hatása a kommunális tisztításra. The 1st Symposium on Analytical and Environmental Problems. SZAB Ankét, SZAB Székház, Szeged, 1996, Book of Abstracts, 26- 36.
- Kárpáti Á (1996b) : Tejipari szennyvizek és előtisztításuk hatása a kommunális tisztításra. A víz és a vízi környezetvédelem a Kárpát-medencében - 2. Tudományos Konferencia-, Eger, 1996, Kiadványkötet, 567-580.
- Kárpáti Á - Monozlay E (1995) : Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányzatai I. BOI- és nitrogéneltávolítás. 2. Veszprémi Környezetvédelmi konferencia, 1995, Veszprém, Kiadványkötet, 131-145.
- Kárpáti A - Czoma A (1990a): Tejipari szennyvizek előtisztításánál keletkező iszapok elhelyezése, mezőgazdasági hasznosítása. Iszapkezelés és elhelyezés szimpózium, PMMF, Baja, 1990. május 8-12. Szerk.: Orbán V, 320-333.
- Kárpáti A - Bencze L (1985) : Method and equipment for rapid and efficient primary purification of dairy wastes and for utilization of waste sludge. (Poster-English) In Proceedings of Word Exhibition of the Results of Young Inventors. Plovdiv, Nov. 4- 30, Abstr. 93-94.
- Kárpáti A - Bencze L - Borszéki J (1990b): New process for physico-chemical pretreatment of dairy effluents with agricultural use of sludge produced. Wat. Sci. Tech., 28 (9) 93-100.
- Kárpáti A - Bencze L - Pintér L (1983): Tejipari szennyvizek kémiai előtisztítása és a keletkező iszapok felhasználási lehetőségei. Harmless disposal of communal and other organic wastes with special regard to farm land application. ISWA-MHT-MÉTE, Budapest, 1983. május 30-június 4. Kiadványkötet, 37.
- Kárpáti Á - Bencze L - Rédey Á - Radnóty I (1996a) : Tejipari szennyvizek vegyszeres előtisztítása, mint az integrált szennyvíz-gazdálkodás egyik lépése. X. Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás, Siófok, 1996, Kiadványkötet, 83-90.
- Kárpáti Á - Bencze L - Rédey Á - Radnóty I (1996b) : Chemical pretreatment of dairy effluents as part of the integrated wastewater management. 2nd IAWQ Specialised Conference on Pretreatment of Industrial Wastewaters, October 16-18, 1996, Athens-Greece, Proceedings, 763-766.
- Kárpáti Á - Bencze L - Rédey Á - Radnóty I (1996c) : Tejipari szennyvizek vegyszeres előtisztítása az integrált szennyvíz-gazdálkodás egyik lépése. Élelmészeti Ipar L, 11, 343-348.

- Kárpáti Á - Domokos E - Kiss L - Zajzon I (1996d) : Az A/O rendszer terhelésének és oxigénellátásának hatása az egyes tápanyagok eltávolítására. A víz és a vízi környezetvédelem a Kárpát-medencében - 2. Tudományos Konferencia, Eger, 1996, Kiadványkötet, 874-885.
- Kárpáti Á - Kárpáti Cs - Gyurász K - Palkovics F (1996e) : Előtisztított tejipari szennyvíz hatása A²/O rendszerű eleveniszapos szennyvíztisztító hatékonyságára. Nemzetközi Környezetvédelmi és Innovációs Konferencia, 1996, Veszprém, Kiadványkötet, 66-72.
- Kárpáti A - Kerekes S - Németh F (1990c) : Agricultural use of concentrated liquide wastes of sweet corn processing, Hűtőipar 36 (2) 48-53.
- Kárpáti Á - Oláh B - Török Cs (1984b): Tejipari szennyvíz összetételének változása kiegyenlítő medencében. XI. Környezetvédelmi Konferencia, Szombathely, 1984 október 1-3. Kiadványkötet, 37.
- Kárpáti Á - Rédey Á - Radnóty I (1993): „SANOSYL” mikroorganizmus tenyészetek felhasználásának tapasztalatai tejipari elfolyóvizek tisztításában. Nemzetközi Vízvédelmi Konferencia, Siófok, 1993 máj. 5-7. I kötet, 222-228.
- Kárpáti Á - Rókus T (1995) : Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányzatai II. A foszforeltávolítás és a szerves széntartalom kihasználásának optimalizálása. 2. Veszprémi Környezetvédelmi konferencia, Veszprém, Kiadványkötet, 146-158.
- Kárpáti A - Szabó L (1984a): Suitable pretreatment of sewage resulting in pollution drop in meat processing. Development in Food Sciences. Ed.: J.Holló, Elsevier, 377-385.
- Kasapgil B - Anderson G K (1994) An investigation into the pretreatment of dairy wastewater prior to aerobic biological treatment. Wat. Sci. Tech., 29 (9) 205-12.
- Kasapgil B Anderson G K - Ince O (1994a) Comparison of pilot and laboratory scale anaerobic filters treating dairy wastewater. Proc Ind. Waste Conf. 49th, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 555-62.
- Kasapgil B Anderson G K - Ince O (1994b) An investigation into the pre-treatment of dairy wastewater prior to aerobic biological treatment. Wat. Sci. Tech., 29 (9) 205-12.
- Kasapgil B - Ince O - Anderson G K (1996) Determination of operating conditions in an Anaerobic Acid-Phase Reactor treating dairy wastewater. Proc. Ind Waste Conf. 50th, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 669-681.
- Kearney A T (1973) Development Document for Effluent Limitation Guidelines and Standards of Performance, Dairy Pruduct Industry, USEPA 68-11-1502, US Environmental Protection Agency, 1973, Washington, DC.
- Ketting F (1972) Tejgazdasági fizika és kémia. Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaság-Tudományi Kar, Takarmányozás és Tejgazdaságtani Tanszék, Gödöllő, 1972.
- Ketting F (1977) Tejipari technológia. Vol. I - II. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1977.
- Kim C H - Jung B O - Choi K S - Kim J J (1996) Synthesis of water soluble chitosan derivatives with quaterner ammonium-salt and their focculating behavior. Kongop Hwahak, 7 (1) 118-128.
- Kimura T - Fukushima M - Furuichi E - Adachi K - Hajou K - Kanaya K (1978) Observations of fine structure in casein micelles by means of high resolution electronmicroscopy. 9th Int. Congress on Electron Microscopy, Toronto, Vol. 2. 186-187.

- Kirchner A - Poeltner R - Kárpáti Á (1996a) : Ausztria, Németország, Lengyelország és Magyarország közcsatorna-, és élővíz-védelmi előírásainak összehasonlítása. Nemzetközi Környezetvédelmi és Innovációs Konferencia, Veszprém, 1996, Kiadványkötet, 49-57.
- Kirchner A - Poeltner R - Kárpáti Á (1996b): Ausztria, Németország, Lengyelország és Magyarország közcsatorna- és élővíz-védelmi előírásainak összehasonlítása. ÖCO - Ecology-Environ. Management-Society-, VII (1-2) 99-107.
- Kirst E - Dahn D - Haake H - Oesterrich N (1987) Untersuchung der Wirkung von Flockungsmitteln bei der Reinigung von Molkereiabwasser, Milchforsch.-Milchprax., 29 (3) 73-76.
- Kis L (1992) A tejipar víz-, szennyvíz- és hulladékgazdálkodása. Konzervújság, 1992 (2-3) 89-90.
- Kiss J (1993) A szennyvíztisztítás és hulladékgazdálkodás regionális jelentősége a tejipari feldolgozásban. Diplomadolgozat, Veszprémi Egyetem, Kémiai Technológia Tanszék, Veszprém, pp.81.
- Kjaergarden-Jensen G - Oxlund J K (1988) Concentration and drying of whey and permeates. Annual Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, No. 238, 4-20.
- Klaus H - Tschöp J - Kirst E (1985) Bestimmung des Phosphatanteils im Molkereiabwasser und Massnahmen zu dessen Reduzierung. Nahrung, 29 (3) 313-315.
- Klimuk E et al (1991) Comparative studies of activated sludge and Rotating Biological Disc (RBC) Process. Proc. Ind. Waste Conf. 45th, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 331-39.
- Klopotek A -Wlasiuk D - Klopotek B B (1994) Compounds based on chitosan as coagulants and flocculants. Chitin World (Proc. Int. Conf. Chitin Chitosan) 6th, Ed.: Karnicki Z S, Wirtschaftsverlag N W, Bremenhaven, Germany, 449-455.
- Kolarsky R -Nyhuis G (1995) The Use of Sequencing Batch Reactor Technology for the Treatment of High-Strength Dairy Processing Waste. Proc. Ind. Waste Conf. 50th, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 485-94.
- Kosaric N - Asher Y (1982) Cheese whey and its utilization. Conservation & Recycling, 5 (1) 23-32.
- Koster I W - Riznema A - de Vegt A L - Lettinga G (1986) Sulfide inhibition of methanogenic activity of granular sludge at various pH levels. Wat. Res., 20, 1561-67.
- Kristensen G H - Jorgensen P E - Henze M (1992) Characterization of functional micro-organism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR. Wat. Sci. Tech., 25 (6) 43-57.
- Kuba T - Smolders G J F - van Loosdrecht M C M - Heijnen J J (1993) Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor. Wat. Sci. Tech., 27, 241-252.
- Kuba T - Wachtmeister A - van Loosdrecht M C M - Heijnen J J (1994) Effect of nitrate on phosphorus release on biological phosphorus removal system. Wat. Sci. Tech., 30, 263-269.

- Kvalláné-Csílics M (1984) A tejipari szennyvizek tisztításának vizsgálata a hagyományos városi szennyvíz biológiai tisztítása keretében. Diplomadolgozat, Veszprémi Vegyipari Egyetem, Ásványolaj- és Széntechnológia Intézet, Veszprém, pp. 93.
- Lafaut J P - Gael H (1986) Calcium binding effects on the structure of α -lactalbumin. *Journal of Molecular Structure*, 143, 449-52.
- Landine R C - Brown G J - Steeves A L - Bough W A - Bybee E C - Burke E D (1985) Anaerobic treatment of dairy wastewater. *Proc. Ind. Waste Conf. 42nd*, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 701-705.
- le Hu J B - Montuelle B - Coillard J (1989) Anaerobic / aerobic treatment of piggery and cheese-dairy wastewater - A case study. *Wat. Sci. Tech.*, 21, 1861-64.
- Lee Natuscka M - Welander T (1996) The effect of different carbon sources on respiratory denitrification in biological wastewater treatment. *J. Ferment. Bioeng.*, 82 (3) 277-285.
- Leloup E (1986) Purification of dairy wastewater using biofilters. *Rev. Agric.*, 39, 879-87.
- Lettinga G (1979) Direct anaerobic treatment handles wastes effectively. *Ind. Wastes*, (1-2) 18-41.
- Lettinga G - Hulshoff-pol L W (1991) UASB-process design for various types of wastewaters. *Wat. Sci. Tech.*, 24, 87-107.
- Lettinga G - van Velsen A F M - Hobma S W - de Zeeuw W - Klapwijk A (1980) Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotech. Bioeng.*, 23, 699-734.
- Lewandowski G A - Baltzis B C (1992) Analysis of sequencing batch bioreactors in large scale denitrifying operation. *Chem. Eng. Sci.*, 47, 2389-2394.
- Lewin D (1975) Protein and fat recovery from dairy waste. *Water Waste Treat.*, 18 (11) 42-44.
- Lewin D C - Forster C F (1974) Protein recovery from dairy wastes by electroflotation. *Effluent Water Treat. J.*, 14 (3), 142-3, 145, 147-8.
- Linn L - Niles C F (1988) Town uses treatment capacity to assist industry. *Proc. 1988 Food Process. Waste Conf. GTRI, Georgia, Section 10*, 68-76.
- Lisenkova L L - Mickevicius E - Kondratavicius V (1981) Evaluation of technical and economic indexes of facilities for treating wastewater of dairy industry plants. *Gigiena Proiz-va Moloch. Produktov i Obrab. Stoch. Vod Predpriyatii Moloch. Prom-sti*, 58- 64.
- Liu W T - Mino T - Matsuo T - Nakamura K (1996) Biological phosphorus removal processes -effect of pH on anaerobic substrate metabolism. *Wat. Sci. Tech.*, 1996, 34 (1-2) 25-32
- Liu Z - Chen J - Li J - Li Y (1996) A new technology for waste sludge treatment. *Shanghai Huanjing Kexue*, 15 (2) 16-7.
- Lo K V - Bulley N R - Kwong E (1985) Sequencing anaerobic batch reactor treatment of milking parlour wastewater. *Agricultural Wastes*, 13 (2) 131-36.
- Loeffler H - Tietze R (1992) Biological treatment of industrial wastewaters by fixed-bed reactors: example of dairy industry wastewater. *Gewasserschutz, Wasser, Abwasser* 136, 283-301.

- Looby G L - Kirsch F W (1991) Waste Minimization Assessment for a Dairy. Environmental Research Brief, ERB 42-17, University City Science Center, Philadelphia, pp 24.
- Lorx (1997) Anaerob szennyvíztisztítás és első hazai alkalmazása. PURÁTOR Hungária Kft. Bemutató előadása, MHT-MKE rendezésben, 1997 január 28. Budapest, - illetőleg személyes információ és adatszolgáltatás a Paques cég tejiparban kiépített 3 anaerob szennyvíztisztítójáról.
- Ludzack F J - Ettinger M B (1962) Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. J. Wat. Pollut. Control Fed., 34, 920-931.
- Magnusson F (1974) Spray irrigation of dairy effluent. Annual Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc. 77, 122-130.
- Malaspina F - Cellamare C M - Stante L - Tilche A (1996) Anaerobic treatment of cheese whey with a downflow-upflow hybrid reactor. Bioresour. Technol., 55 (2) 131-139.
- Malaspina F - Stante L - Cellamare C M - Tilche A (1995) Cheese whey and cheese factory wastewater treatment with a biological anaerobic-aerobic process. Wat. Sci. Tech., 32 (12) 59-72.
- Mann E J (1973) Some aspects of whey utilization. Dairy Ind., 38, 77-78.
- Mann E J (1983) Dairy wastes treatment and utilization. Dairy Ind. Int., 48 (3) 27, 28, 37.
- Mann E (1989) Molkereiabwasser - Behandlung und Bestätigung. Molkerei - Zeitung: Weit Meich., 43 (48) 1473-75.
- Markhasin I L - Izmailova V N - Utyaseva L Kh - Nazarov K S (1981) : Ocsisztka sztochnüh vod predpriyatii molocsnoj promuschlenosti, Khim. Tekhnol. Vody, 3 (2) 130-133.
- Markhaszin, I L - Utjaseva L H Nazarov V D (1988) Fiziko-himicseszjie metodü ocsisztki sztochnüh vod. - Itogi Nauki i Tekhniki - VINITI, Moszkva, V 20, 34-59.
- Markóné-Monostory B (1995) Tejipari melléktermékek hasznosítása. Könyvrészlet Markóné-Monostory B Élelmiszerip-feldolgozási és mezőgazdasági melléktermékek, hulladékok hasznosítása. OMIKK, Budapest, Környezetvédelmi Füzetek 1995/24. 16-20.
- Marks R H (1978) Effluent and waste treatment in the dairy industry. South African J. of Dairy Technology, 10 (1) 17-21.
- Marshall K R - Harper W J (1984) The treatment of wastes from the dairy industry. In Food and Allied Industries. Eds.: Barnes D - Forster C F - Hruddy S E. Pittmans Adv. Publ. Ltd. MA, 296-376.
- Martin J H - Zall R R (1984) Dairy Processing Wastewater Bioaugmentation - An Evaluation of Effectiveness. Proc. Ind Waste Conf. 39th, Ann Arbor Sci. Publ. Ann Arbor, Michigan, 351-360.
- Martin, J H Jr. et al (1988) Bioaugmentation in the treatment of dairy processing wastewaters. Proc Food Process, Waste Conf., Georgia Tech. Res. Inst., Atlanta, Session 13. pp.15.
- Mayer R - Rauleau D - Son C T L - Bennasar M - Fuente T (1983) Biotraitement comparé á différentes températures d'un effluent synthetique de fromagerie. Sci. Technol. Eau, 16, 235-244.
- McAuliffe K W - Earl D D - MacGregor A N (1979) Spray irrigation of dairy factory wastewater onto pasture - a case study, Prog. Water Tech., 11 (6), 33-43.

- Mechsner K - Wuhrmann K (1974) Ecological considerations and an exemplification on biological treatment for dairy wastes, Annual. Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc. 77. 75-84.
- Méndez R - Blázquez R - Lorenzo F - Lema J M (1989) Anaerobic treatment of cheese whey: start-up and operation. Wat. Sci. Tech., 21, 1857-60.
- Mendoza-Espinosa L - Stephenson T (1996) Grease biodegradation: is bioaugmentation more effective than natural populations for start-up? Wat. Sci. Tech., 34 (5-6) 303-308.
- Mino T - Arun V - Tsuzuki Y - Matsuo T (1987) Effect of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process. In book: Biological Phosphate Removal from Wastewaters (Advances in Water Pollution Control No. 4) Ed.: Ramadori R, Pergamon Press, 27-38.
- Modler H W - Muller P G - Elliot J T - Emmons D B (1980) Our Industry Today. - Economic and technical aspects of feeding whey to livestock. J. Dairy Sci., 63 (5) 838-855.
- Moller A B - Elbek C. (1993a) Cleaner production in the hungarian dairy trade. Progress report, Technical University of Denmark, Lyngby, pp. 32.
- Moller A B - Elbek C. (1993b) Prevention and reduction of wastes. Case study on a dairy. Progress report, Technical University of Denmark, Lyngby, pp. 49.
- Moller A B - Elbek C. (1993c) Prevention and reduction of wastes. Case study on an ice cream factory. Progress report, Technical University of Denmark, Lyngby, pp. 47.
- Moller B - Kiss J - Kárpáti Á - Rédey Á (1993a) : The limitation and control of production loss by the effluent parameters in the dairy industry. Műszaki Kémiai Napok '93 Veszprém, 1993, Kiadványkötet, 42-43. and The limitation and control of production loss by the effluent parameters in the dairy industry. ibid 41.
- Monozlay E (1995) Nitrifikáció és denitrifikáció vizsgálata, modellezése eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerekben Diplomadolgozat, Veszprémi Egyetem, Kémiai Technológia Tanszék p. 81.
- Monruey H O - Vazquez M F - Derramadero J C - Guyot J P (1995) Anaerobic-aerobic treatment of cheese wastewater with national technology in Mexico: The case of El Sauz. Wat. Sci. Tech., 32 (12) 149-156.
- Monteith H D - Briddle T R - Sutton P M (1980) Industrial waste carbon source for biological denitrification. Progress in Water Technology, 12 (6) 127-141.
- Morper M (1986) Abwasseraufbereitung in Betrieben der Speisefett- und Molkereiprodukte - Industrie durch anaerobe Vorbehandlung in werkseigenen Klaranlagen. Fette - Seifen - Anstrichmittel, 88 (5) 545-548.
- Mortensen B F (1977) Effluent control in food processing industries. Process Biochemistry, 12 (5) 19-22.
- Motta-Marques D M L da - Cayles S M -Lester J N (1987) Fluidized bed anaerobic biodegradation of food industry wastewaters. Biological Wastes, 21, 55-61.
- Mucsy Gy (1992) Grosstechnischer Einsatz von Zeolith auf Klaranlagen. Abwassertechnik, 43 (2) 48-54.

- Mucsy Gy (1993) A szennyvíziszap rothasztás fejlesztési irányai. Többlépcsős anaerob szennyvíziszap stabilizálás fejlesztése és értékelése. Szerk.: Fleit E - Oláh J - Mucsy : A biológiai szennyvízkezelés újabb irányzatai. KGI, Budapest, 196 (587) p. 153-210
- Nagy I (1995) A szennyvízkibocsátás technológiai határérték rendszerének kialakítása. ÖCO VI (4) 1-22.
- Ndon U J - Dague R R (1994) Low temperature treatment of dilute wastewaters using the anaerobic sequencing batch reactor. Proc. Ind. Waste Conf. 49th, Ann Arbor Sci. Publisher, Ann Arbor, Michigan, 324-332.
- Nettli P (1972) Concentration of protein containing sludge Ger. Offen. 2,311,568
- Nielsen V H (1975) Waste treatment and prevention are tough problems for dairies. American Dairy Review, 37 (6) 24, 26-27.
- Nieuwenhof F F J (1985) Anaerobic treatment of dairy waste water. Annual Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc. 184. 132-134.
- Norcross K L (1992) Sequencing batch reactors- an overview. Wat Sci. Tech., 26, 2523-2526.
- Nyhuis G (1993) Sequencing batch reactor (SBR) system for the dairy industry. WLB, Wasser, Luft Boden, 37, 6, 24-26.
- Nyhuis G (1994) Behandlung der Abwasser von Molkereibetrieben. Deutsche Milchwirtschaft, 45 (11) 502-507.
- Nysten, R. (1981) Les Eaux residuaires des laiteries. Tech. Eau. Assainissement, 411, 19-26.
- Oda M - Kambe M - Tsughiya F -Fujio Y (1981) Studies on the treatment of wastewater from dairy plants. II. - III. Hakko Kogaku Kaishi, 59 (2) 125-36.
- Oláh J - Papp J - Kalló D (1991) A biológiai szennyvíztisztítás hatásfokának növelése zeolitok alkalmazásával. Hidrológiai Közlöny, 71, 70-76.
- Oláh J - Papp J - Mészáros Á -Mucsy Gy - Kalló D (1989) Simultaneous separation of suspended solids, ammonium and phosphate ions from waste water by modified clinoptilolite. Stud. Surf. Sci. Catal., 46, 711-719
- Oláh J - Oszoly T (1996) Az eleveniszapos biológiai tisztítás határai. Csatornamű Információ, 1996 (2) 4-15.
- Omil P F - Morales N F J (1996) Alternatives for the treatment and recovery of protein components from dairy industry wastes. Aliment., Equipos Technol., 15 (3) 103-112.
- Olvasó Á (1983) Tejipari szennyvizek tisztításának vizsgálata. Diplomadolgozat, Veszprémi Vegyipari Egyetem, Ásványolaj- és Széntechnológia Intézet, Veszprém, pp. 74.
- Ord W O (1974) Pretreatment. Lecture, 89-95.
- Ordolff D (1995) Preatment of dairy effluents with chitosan. Kiel. Milchwirtsch. Forschungsber., 47 (4) 339-46.
- Orhon D - Artan N - Tünay O (1987) Wastewater problems and treatment alternatives of milk and dairy products industry. In Proc. Int. Environment 87' Symp., 469-492.
- Orhon D - Görgün E - Germirli F - Artan N (1993) Biological treatability of dairy wastewaters. Wat. Res., 27 (4) 625-633.

- OVH (1984) Az Országos Vízügyi Hivatal elnökének 4/1984(II.7) számú rendelkezése a szennyvízbírságról. 1984.
- Ozturk I - Eroglu V - Ubay G -Demir I (1993) Hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor (HUASBR) treatment of dairy effluents. *Wat. Sci. Tech.*, 28 (2) 77-85.
- Öllös G (1991) Csatornázás - szennyvíztisztítás I - II. 2-4 fejezet. AQUA Budapest 449-659.
- Öllös G. (1992) Szennyvíztisztítás I., BME MTI Kézirat, Budapest, 1992.
- Öllös G. (1993) Szennyvíztisztítás II., BME MTI Kézirat, Budapest, 1993.
- Öllös G (1994) Szennyvíztisztító telepek üzemeltetése I-II. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1994.
- Palm J C - Jenkins D Parker D S (1980) Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration, and sludge settleability in the completely mixed Activated Sludge Process. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 52, 2484-2506.
- Pankakoski M (1978) Experiences of a bath type pretreatment plant for dairy effluents in Finland. *Annual Bulletin, Int. Dairy Fed.*, Brussels, Doc. 104, 187-194.
- Papachristou E -Lafazanis C (1996) Application of membrane technology in the pretreatment of cheese dairies wastes and co-treatment in a municipal conventional biological unit. *Proc. 2nd Spec. Conf. on Pretreatment of industrial Wastes*, October 16-18, Athens, Greece, IAWQ, 692-699.
- Parkin M F (1983) Spray irrigation of dairy effluent in New Zealand. *I. Chem. E. Symposium Series No. 77*. 79-86.
- Parkin M F - Marshall K R (1976) Spray irrigation disposal of dairy factory effluent - a review of current practice in New Zealand, *New Zealand J. Dairy Sci. Technol.*, 11, 196-205.
- Paulsrud B - Eikum A C (1977) Dewatering properties of lime stabilized sewage sludges. *Prog. Wat. Techn.*, 9, 337-346.
- Peacock B D (1977) Dairy wastes. Ch. 12. In book: *Treatment of Industrial Effluents*, Eds.: Gallely A G - Forster C F - Stafford D A, Wiley, 204-17.
- Perle M et al. (1995) Some biochemical aspects of the anaerobic degradation of dairy wastewater. *Wat. Res.*, 29(6), 1549-54.
- Pestal E (1991) Practical wastewater treatment in dairy industry. *Milchwirtsch. Ber. Wolfpassing Rotholz*, 108, 103-110.
- Petersen B - Temmink H - Henze M - Isaacs S (1996) The influence of PHB on the stability of the Bio-P Process. *Meded. - Fac. Landbouwk. Toegepaste Biol. Wet. (Univ. Gent)*, 61 (4a) 1761-1767.
- Pfendt P A - Jankovic B (1983) *Henijska priroda aerobnog aktivnog mulja pri preciscavanju modela klecne otpadne vode. Vodoprivreda*, 15 (2-3) 121-27.
- Piccini S - Ferrari A (1987) Wastewaters and purification problems in Parmesan-Reggiano Cheese-Factories. *Genio Rurale*, 49 (10) 47-54.
- Pickett M (1988) F & A Dairy Products finds efficient wastewater system. *Dairy Field*, 171, 26-34.
- Pico R F - Groenewold F C (1984) Dairy wastes. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 56 (6) 636-37.

- Pintér lászló (1982) Tejipari szennyvizek tisztításának vizsgálata. Diplomadolgozat, Veszprémi Vegyipari Egyetem, Ásványolaj- és Széntechnológia Tanszék, Veszprém, pp. 84.
- Pompei C (1979) Purification of effluents in the dairy industry. *Ind. Aliment.*, 18 (10) 720-34.
- Pompei C - Riva M (1976) Study on the purification of dairy effluents using physicochemical methods. I. - Analytical results. *Latte*, 1 (4) 184-200.
- Pöpel, H J (1995) Advanced wastewater treatment in Germany - effluent requirements, design standard, practical experience and problems. *Journal EWPC*, 5 (4) 5-17.
- Prisyazhuyuh B L (1977) Effect of current density and other factors on the qualitative composition of a hidroxide prepared by an electrilytic method. *Electron. Obrab. Mater.*, (2) 59-60.
- Qirk T P - Hellman J (1971) Activated Sludge and Trickling Filter treatment of whey effluents. *Proc. 2nd Natl. Symp. On Food Processing Wastes, EPA, Research and Monitoring, WPCR Series, 12060/71, Denver, Colorado, 447-499.*
- Rabilizirov M N - Feofanov Yu A - Protasovskii E M Miukevicius E (1981a) Results of a study of the biological decomposition of fats in wastewater of a dairy plant. *Gigiena Proiz-va Moloch. Produktov i Obrab. Stoch. Vod Predpriyatii Moloch. Prom-sti*, Scientific Information Centre for Ministry of. Milk Processing, Moscow, 44-48.
- Rabilizirov M N - Liszenkova L L (1980) Physico-chemical methods for purification of dairy effluents. *Scientific Information Centre for Ministry of Milk Processing, Moscow, 1980. pp. 44.*
- Rabilizirov M N - Nazarova G M - Kostina L V (1981b) Use of electroflotation for treating wastewater of the dairy industry. *Gigiena Proiz-va Moloch. Produktov i Obrab. Stoch. Vod Predpriyatii Moloch. Prom-sti*, Scientific Information Centre for Ministry of Milk Processing, 48-52.
- Rabilizirov M N - Golman A M (1986) Purification of dairy effluents with electrocoagulation and electroflotation. *Him. Technol. Vody*, 8 (4) 87-88.
- Rabinowitz B - Barnard J L (1995) Biological nutrient removal in western Canada. *IAWQ Yearbook, 1995-1996, 22-28.*
- Randall C W - Stensel H D - Barnard J L (1992) Design of activated sludge biological nutrient removal plants. In book: *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*, Eds.: Randall C W - Barnard J L - Stensel H D, Technomic Publ. Co. Inc., Lancaster, PA, 1992, 97-184.
- Raschke T (1991) Principles and technical experience with dairy wastewater treatment plants with reference to the wastewater pretreatment. *Milchwirtsch. Ber. Bundesanst. Wolfpassing Rotholz*, 108, 112-119.
- Rivard C J - Nagle N J (1996) Pretreatment technology for the beneficial biological reuse of municipal sewage sludges. *Appl. Biochem. Biotechnol.*, 57/58 (17th Symp. on Biotechnology for Fuels and chemicals - 1995) 983-991.
- Ross C C - Valentine G E (1995) Pretreatment of dairy processing wastewater using a hybrid anaerobic process. *Proceedings of 7th Int. Symp. Agric. Food Process. Wastes*, Ed.: Ross C C - Am. Soc. Agric. Engineers, St. Joseph, Michigan

- Ross S A (1990) Recovery of protein and fats lost in the dairy industry. Technology Development Branch Environmental Protection Conservation Canada, 1990, pp.62. /not preferred for citation/
- Royal L (1974) Prevention of pollution. Avoidance of milk and milk product wastage and its role in effluent control. J. Soc. Dairy Technol., 27 (2) 71-79.
- Royal L (1978) Reduction of milk and milk products wastage. Annual Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc. 104. 17-27.
- Rusten B - Lundar E - Eide O - Oedegaard H (1993) Chemical pretreatment of dairy wastewater. Wat. Sci. Tech., 28 (2) 67-76.
- Rusten B - Oedegaard H - Lundar A (1992) Treatment of Dairy wastewater in a Novel Moving Bed Biofilm Reactor. Wat. Sci. Tech., 26 (3/4) 703-711.
- Rusten B - Siljudalen G - Strand H (1996) Upgrading of a biological-chemical treatment plant for cheese factory wastewater. Water Sci. Tech. 1996, 34 (1-2)
- Ryder D N (1980) Economic considerations of whey processing, J. Soc. of Dairy Technology, 33 (2) 73-77.
- Satoh H - Mino T - Matsuo T (1992) Uptake of organic substrates and accumulation of polyhydroxy-alkanoates linked with glycolysis of intracellular carbohydrates under anaerobic conditions in the biological excess phosphorus removal processes. Wat. Sci. Tech., 26, 933-942.
- Satoh H - Mino T - Matsuo T (1994) Deterioration of enhanced biological phosphorus removal by the domination of microorganisms without polyphosphate accumulation. Wat. Sci. Tech., 30, 203-211.
- Scheer H - Seyfried C F (1996) Enhanced biological phosphate removal: Modeling and design in theory and practice. Wat. Sci. Tech., 1996, 34 (1-2) 57-66.
- Schelling K D - Smith S A - Wong A D - Burke J (1988) Municipality solves industrial loading problems through bioaugmentation. I. Chem. E. Symp. Series No. 116. 95-108.
- Scheltinga H M J (1972) Measures taken against water pollution in dairies and milk processing industries. Pure Appl.Chem., 29 (1-3) 101-111.
- Schrale G (1981) Determining Criteria for Land Treatment of Wastewater from a Cheese Factory near Mount Gambier, South Australia - A Case Study. Australian Government Publishing Conference Series, ISBN 0-624-04671-9.
- Sedlak R (1991) Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater - Principles and Practice 2nd ed., Lewis Publisher, New York, 1991.
- Selmer-Olsen E - Ratnaweera H - Pehrson R (1996) A novel treatment process for dairy waste-water with Chitosan produced from shrimp-shell waste. Wat. Sci. Tech., 34 (1-2) 112-18.
- Seyfried C F (1974) Treatment of dairy effluent by plastic medium trickling filters, Annual Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc.77, 101-107.
- Sezgin M - Jenkins D - Parker D S (1978) A unidentified theory of filamentous activated sludge bulking. J. Water Pollut. Control Fed., 50 (2) 362-381.
- Sherman R J (1979) Pretreatment of proteinaceous food processing wastewaters with lignin sulphonates. Food Technol., 33, 50-53.

- Shimizu K (1995) Advanced wastewater treatment of concentrated organic drainages by immersion filter bed. *Yoshiu to Haisui*, 37 (10) 813-817.
- Shin H S - Jun H B - Park H S (1992) Simultaneous removal of phosphorus and nitrogen in sequencing batch reactor. *Biodegradation*, 3, 105-111.
- Siegrist H (1995) The removal of nutrients in activated sludge systems. *EAWAG news*, 37 E, (1) 11-16.
- Simonini W (1977) Milk industry pollution problems Part III. *ICP, Ind. Chim. Petrolifera*, 5 (6) 91-94.
- Simonini W (1977) Purification of waste water from milk industry. Part 2a. *Latte*, 2 (4) 222-229.
- Skrinde J - Bhogat S (1982) Industrial Wastes as carbon sources in biological denitrification. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 54 (5) 370-377.
- Sobkowicz A M (1986) Cellrobic anaerobic treatment of dairy processing wastewater. *Proc Ind. Waste Conf. 41th, Ann Arbor Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan*, 458-464.
- Solymos Gy (1978) Szennyvízkezelési problémák megoldása a Veszprémi Tejüzemben. *Élelmezési Ipar*, 32 (12) 446-451.
- Somlyódy L (1994) Quo vadis water quality management in Central and Eastern Europe? *Wat. Sci. Tech.*, 30 (5) 1-14.
- Sorensen B H - Jorgensen S E (1993) *The Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater*, Elsevier, Amsterdam, 1993.
- Sorensen P E (1974) Correlation between parameters of analysis for dairy effluent. *Annual Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc. 77*, 35-42.
- Stensel H D (1991) : Principles of biological phosphorus removal. In book: *Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater*. Ed. Sedlak R, Lewis Publ. 141-166.
- Stensel H D - Barnard J L (1992) : Principles of Biological nutrient removal. In book: *Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal* Eds.: Randall C W - Barnard J L - Stensel H D, Technomic Publ. Co. Inc., Lancaster, PA, 1992, 25-85.
- Stephenson J A (1989) Experience in providing high level wastewater treatment at an Ontario Dairy. *Proc. 1989 Food Process. Waste Conf., GTRI, Sect 15*, 34-46.
- Stover E L - Gonzalez R (1985) Anaerobic pilot plant studies for dairy plant wastewater. *Proc. Ind. Waste Conf. 42nd, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan*, 693-700.
- Stover E - Gonzalez R (1987) Anaerobic pilot plant studies for dairy plant wastewater. *Proc. Ind. Waste conf. 42nd, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan*, 693-700.
- Stover E L - Mattock M D (1991) High-strength food-processing wastewaters - Nutrient deficiency, nutrient balancing and operational control. *Food Ind. Environment Conf., Georgia tech. Res. Inst., Atlanta*, 437-452.
- Strom A (1974) Some parameters expressing the pollution of dairy effluent, *Annual Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc. 77*, 18-23.
- Strom A - Solyom P (1978) Volume and strength of effluents from individual sections of a liquid milk processing plant. *Ann. Bull., Int. Dairy Fed., Brussels, Doc. 104*. 130-135.

- Strydom J P - Mostert J F - Britz T J (1993) Effluent production and disposal in the South African dairy industry : A postal survey. *Water SA*, 19 (3) 253-258
- Strydom J P - Mostert J F - Britz T J (1995) Anaerobic treatment of a synthetic dairy effluent using a hybrid digester. *Water SA*, 21 (2) 125-130.
- Sung S - Dague R R (1992) Fundamental principles of the anaerobic sequencing batch reactor process. *Proc. Ind. Waste Conf.*, 47th, Ann Arbor Sci. Publisher, Ann Arbor, Michigan, 365-387.
- Sung S - Dague R R (1995) Laboratory studies on the anaerobic sequencing batch reactor process. *Water Environmental Research*, 67 (3) 294-301.
- Surampalli R Y - Baumann E R (1986) RBC Kinetics in treating domestic and industrial dairy wastewaters under low and high organic loading conditions. *Proc. Ind. Waste Conf.* 41st, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 445- 457.
- Surampalli R Y - Baumann E R (1992) RBC kinetics in treating domestic and industrial dairy wastewater under low and high organic loading conditions. *Water Pollut. Res. J. Can.*, 27 (4) 665-691.
- Sütő V (1996) Ipari szennyvizek hatása a kecskeméti szennyvíztisztító telep üzemére. Szakmérnöki dolgozat. PMMF, Bajai Vízgazdálkodási Kara, Baja, pp.76.
- Switzenbaum M S - Danskin S C (1982) Anaerobic expanded bed treatment of whey. *Agric. Wastes*, 4, 411-426.
- Synnott (1974) Methods and treatment of milk processing wastes. An Foras Taluntais, Dublin, Irish Republic, pp. 62.
- Synnott E C - Kelly B F - Moloney A M (1977) Recent developments in dairy effluent treatment in Ireland. *Milk Industry*, 79 (2) 32-34.
- Synnott E C - Kelly B F - Moloney A M (1978) Recent developments in dairy effluent treatment in Ireland. *Annual Bulletin, Int. Dairy Fed.*, Brussels, Doc 104, 156-59.
- Szegő M - Fóris M - Kutas J (1982a) Contamination of waste water at dairy plants and equipment for its treating. *XXI. Int. Dairy Congress*, Vol. 1. Book 2. 599-600.
- Szegő M - Fóris M - Kutas J (1982b) Present state and objectives of environmental protection primary effluent control - in the Hungarian dairy industry. *Int. Symp. - Food Industry and the Environment*, Budapest, MÉTE, 159-163.
- Tabakov D (1982) Electric coagulation investigation and treating effluent waters from dairy processing industry and possibilities for utilizing the protein complex recovered. *Int. Symp. - Food Industry and the Environment*, Budapest, MÉTE, 165-71.
- Tabakov D - Dimitrov R I (1979) Methods for the purification of waste waters. *Molochn. Prom-st.*, 28 (11) 41-43.
- Tabakov D - Dimitrov R I - Gruev P (1979) Preliminary treatment of dairy waste waters by electrolytic coagulation coupled with other methods. *Gaz, Woda Tech. Sanit.*, 53 (12) 356-358.
- Tabakov D - Kárpáti A (1984) : Precsisztvanje na otpadchin vodi ot mlechnata promischlenost. *Hranitelna Promischlenost*, 33 (7) 22-23.

- Taha S - Tremaudan D - Dorange G (1995) Comparative study of coagulation-decantation and ultrafiltration for elimination of organic carbon from dairy wastewater. *Recents Prog. Genie Procedes*, 9 (Pocedes dEparation des Effluents et Dechets des Industries Biologiques et Alimentaries) 55-60.
- Tam N F Y - Leung G L W - Wong Y S (1994) The effects of external carbon loading on nitrogen removal in sequencing batch reactors. *Wat. Sci. Tech.*, 30 (6) 73-81.
- Tarasevich Yu I (1980) Phisicocemical principle of the use of natural sorbents for removal of protein substances from wastewater from meat and dairy industry plants. *Khim. Technol. Vody*, 2 (3) 233-8.
- Temmink H - Petersen B - Isaacs S - Henze M (1996) Recovery of biological phosphorus removal after periods of low organic loading. *Wat. Sci. Tech.*, 1996, 34 (1-2) 1-8.
- Thom R (1980) A tejipari szennyvizek terhelése és tisztítása a Lengyel Népköztársaságban. *Tejipar*, 29, 80-86
- Timofeeva S S (1992) Wastewater from dairy plants and modern methods for their treatment. *Khim. Tekhnol. Vody*, 14, 8, 610-618.
- Toogood S J (1979) Treatment of dairy waste waters and economics of treatment on site compared with treatment by the water authority. *J. Soc. Dairy Technol.*, 32(3)150-154.
- Toókos I (1978) Nagyszennyezettű élelmiszeripari szennyvizek fizikai és kémiai tisztítása, *Élelmezési Ipar*, 32 (7) 245-252.
- Toókos I (1982) Vegyszerek alkalmazása a szennyvíztisztításnál. *Hidrológiai Közlöny*, (6) 267-74.
- Toókos I (1983) Experiments on the physicochemical treatment of dairy wastewaters. *Acta Alimentaria* 12 (3) 163-84.
- Toshiaki K - Masayoshi F - Eiichi F - Koichi A - Kiichi H - Koichi K (1978) Observation of Fine Structure in Casein Micelles by Means of High Resolution Electron Microscopy. 9th Int. Congress on Electron Microscopy, Toronto, Vol. 2. 188-189.
- Tsonis S P (1996) Olive oil mill wastewater as carbon source in post anoxic denitrification. *Proc. 2nd Spec. Conf. on Pretreatment of industrial Wastes*, October 16-18, Athens, Greece, IAWQ, 100-107.
- Tzeng C H (1985) Application of starter cultures in the dairy industry. *Dev. Ind. Microbiol.*, 16, 323-338.
- US EPA (1992) Sequencing batch reactors for nitrification and nutrient removal. OWEC Report EPA/832/R-92/002, Washington, pp. 115.
- Van den Berg L - Kennedy K J (1983) Dairy waste treatment with anaerobic stationery fixed film reactor. *Wat. Sci. Tech.*, 18, 261-71.
- Van Haandel A C - Ekema G A - Marais G v R (1981) The activated sludge process. Part 3. - Single sludge denitrification. *Wat. Res.*, 15, 1135-1152.
- Vandamme K - Waes G (1979) Composition of dairy wastewaters - calculation of pollution and product loss. *Rew. Agric.*, 32 (6) 1453-65.
- Vandamme K - Waes G (1980) Purification of dairy waste water in a two-stage treatment plant including anaerobic pretreatment, *Milchwissensch.*, 35 (11) 663-666.

- Varma M M - Chawla R C (1981) Dairy industry waste-options and economics. Ind. Waste, Proc. Mid-Atl. Conf. 13th, 554-62.
- Viraraghavan T - Kikkeri S R (1989) Anaerobic filter treatment of dairy wastewater at low temperatures. Proc. Ind. Waste Conf. 44th, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 199-208
- Viraraghavan T - Kikkeri S R (1990) Effect of temperature on anaerobic filter treatment of dairy wastewater. Wat. Sci. Tech., 22 (9) 191-198.
- Wanner J (1994) Activated sludge bulking and foaming control. Technomic Publ. Co. Inc., Lancaster, PA, 1994.
- Wanner J - Grau P (1989) Identification of filamentous microorganisms from activated sludge. A compromise between wishes, needs and possibilities. Wat. Res., 23, 883-891.
- Water Research Commission (1989) Waste and water-waste management in the dairy industry. WRC, Pretoria, South Africa, 1989.
- Watson K S - Peterson A E - Powell R D (1977) Benefits of spreading whey on agricultural land, J. Water Pollut. Control Fed., 49, 24-34.
- WEF (1992) MOP 11 Wastewater Treatment Design Manual Ch. 11, Suspended-growth Biological Treatment 517-673, Ch. 12, Attached Growth and Dual Biological Treatment 675-827.
- Welper L L - Sung S - Dague R R (1996) Laboratory studies on the temperature-phased ASBR System. Proc. 2nd Spec. Conf. on Pretreatment of industrial Wastes, October 16-18, Athens, Greece, IAWQ, 554-561
- Wentzel M C - Ekama G A - Dold P L - Marais G v R (1990) Biological excess phosphorus removal - Steady state process design. Water SA, 16, 29-48.
- Wentzel M C - Ekama G A - Marais G v R (1992) Processes and modelling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems - a review. Wat. Sci. Tech., 25, 59-82.
- Wentzel M C - Lötter L H - Ekama G A - Loewenthal R E - Marais G v R (1991) Evaluation of biochemical model for biological excess phosphorus removal. Wat. Sci. Tech., 23, 567-576.
- Werner H (1975) External treatment methods for dairy effluent. Nordisk mejeriindustri, 2 (7/8) 315-17, 319.
- Werner H (1978) Methods of Analysis for Dairy Effluents. Annual Bulletin, Int. Dairy Fed., Brussels, Doc 104, 118-122.
- Wheatland A B (1974) Treatment of waste waters from dairies and dairy product factories - Methods and systems. J. Soc. Dairy Technol., 27 (2) 71-79.
- Wheatley A D - Johnson K A - Winstanley C I (1988) Foaming in activated sludge plants treating dairy waste. Environ. Technol. Lett., 9 (3) 181-190.
- Wildbrett G - Boehner B (1990) Estimation of phosphorus and nitrogen load in wastewater from dairy plant operations. Part I -II. Lebensmittelind. Milchwirtsch., 111, 37/39, 1176, 1178-1179, 1246-1249.
- Wildbrett G - Boehner B (1990) Phosphorus and nitrogen load in wastewater from dairy plant operation. Lebensmittelind. Milchwirtsch., 111 (34) 1080-1084.

- Wilson T E - Newton D (1973) Brewery wastes as a carbon source for denitrification at Tampa, Florida. Engineering Bulletin, Purdue University Lafayette, Engineering Extension Series 142., 138-149.
- Wirtz R A - Dague R R (1994) Enhancement of granulation and start-up in the anaerobic sequencing batch reactor. Water Environmental Research, 68 (4) 883-892.
- Yan J V - Lo K V - Liao P H (1989) Anaerobic digestion of cheese whey using up-flow anaerobic sludge blanket reactor. Biol. Wastes, 27, 289-305.
- Yu T - Hung, Y T (1991) Application of bioaugmentation in biological wastewater treatment: an evaluation of effectiveness. Proc. Ind. Waste Conf. 46th, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Michigan, 671-679.
- Zall R R (1980) Cost control opportunities through better waste management opportunities. Dairy Ind. Conf., Eugene, Febr.11. 1980, Oregon, Separatum pp.16.
- Zall R R (1984) Waste sludge can be profitable. Dairy Field, 167 (4) 72-76.
- Zamora A F - Lit M A L (1996) Biodegradation of effluents from fish canning factory and dairy processing plant. Environ. Biotechnol., Eds.:Moo-Young M et al., Cluwer, Dordrecht, The Netherlands, 481-490.
- Zhao H - Isaacs S H - Soeberg H - Kümmel M (1994) A novel control strategy for improved nitrogen removal in an alternating activated sludge process - Part I. Process analysis. Wat. Res., 28, 521-534. and A novel control strategy for improved nitrogen removal in An alternating activated sludge process - Part II. Control developments. Ibid 535-542.
- Zherebtsov N - A Spirakova L V (1984) Coagulation of defatted milk proteins by heat and the addition of calcium chloride. Izv. Vyssh. Ucheb. Zaved. Pisch. Technol., (4) 41-43.

Köszönet

Köszönöm a Veszprémi Egyetem Ásványolaj- és Széntechnológia Tanszékének, majd hasonló nevű intézetének, valamint Kémiai Technológia Tanszékének, melynek jelenleg Környezet-mérnöki és Kémiai Technológia Tanszék a neve s amelyről a dolgozatomat a Veszprémi Egyetem Doktori Tanácsához benyújthatom, hogy a munkámat támogatták. Személyes köszönettel tartozom tanszékvezetőimnek, Dr. Péchy László és Dr. Rédey Ákos professzor uraknak és Dr. Deák Gyula docens úrnak hasznos szakmai tanácsaikért, útmutatásaikért.

Szeretném megköszönni rajtuk kívül mindazoknak a munkatársaimnak a segítségét, akik a bemutatott munka elvégzésére inspiráltak, vagy abban személyes segítséget nyújtottak. Közöttük elsősorban feleségemnek, aki a munka kellemetlenségeinek elviselésén túl gépírói és lektori tevékenységével is segítségemre volt. Földiné Dr. Polyák Klára és Dr. Borszéki János analitikai munkákban nyújtott segítsége a munka teljességéhez nélkülözhetetlennek bizonyult. Végül de nem utolsó sorban köszönöm tanszéki csoportvezetőmnek, Dr Bencze Lajos professzor úrnak az elméleti munkában és az üzemi megvalósításban nyújtott segítségét.

Veszprém, 1997 augusztus 5.

Tárgymutató

Abendt et al. 1996.....	51	Carawan és munkatársai (1979.....	22
Adamse (1968.....	39	Cavagnaro-Kaszubowski 1988.....	23
Adamse 1968.....	36	Cech et al. 1990, 1993.....	49
Adamse 1974.....	37	Chai et al. 1996.....	51
Ajmal et al. 1984.....	23; 28	Chambers 1975.....	25; 37
Albertson 1992.....	37; 39	Chambers 1975, 1981.....	37
Alvarez et al. 1996.....	19; 39	Chambers 1980.....	21
Anderson 1974.....	32	Chambers 1993.....	36
Andreev-Obretenov 1977.....	33	Choi-Lee 1996.....	51
Antonie-Hynek 1973.....	40; 41	Christensen-Engelsen 1993.....	12; 13
APHA 1980.....	13	Christensen-Engelsen, 1993.....	21
Argaman 1991.....	47	Chu et al. 1996.....	30
Askew 1973.....	14; 15; 32; 33	Comeau et al. 1996.....	30; 38
Askew 1973 a/b.....	14	Cooper 1974.....	23; 33
Backman et al 1985.....	31	Cooper 1977.....	32
Bacman et al. 1985.....	31	Cooper 1978.....	13
Balatoni - Ketting 1981.....	7	Cooper-Royal 1973.....	9; 14
Balatoni 1978.....	7	Cordoba et al. 1984.....	31
Balatoni- Ketting 1981.....	7	COWIconsult 1992.....	21
Balatoni-Ketting 1981.....	8; 19	Cramer-Jamashita 1976.....	8
Balatoni-Szabó 1968.....	7	Cunningham et al. 1980.....	29
Baltjes 1980.....	22	Czakó et al. 1983.....	32
Banik-Dague 1996.....	31	Czakó-Miháltz 1993.....	35
Baranya megyei KÖJÁL mérései alapján (1986..	86	Dague 1991.....	36
Barford et al. 1982.....	31	Dague, 1991 a,b.....	31
Barlindhaug-Odegaard 1996.....	51	Daigger-Butz 1992.....	35
Barnet 1982.....	11	Daigger-Polson 1991.....	80
Barnet et al. 1982.....	17	Dang et al. 1989.....	36
Barnett et al. 1982.....	17	De Haast et al. 1984.....	31
Bartha et al. 1976.....	20; 26	de Haast et al 1983, 1984.....	19
Baumann et al. 1996.....	51	De Haast et al. 1984.....	26
BEAK Engineering Lt. 1986.....	31	Delaplace et al 1990.....	25
Beck 1981.....	8	Demott 1982.....	11
Becker (1978.....	33	Demuynck et al. 1994.....	49
Beckman 1985.....	31	Dobolyi 1992.....	35; 48; 49
Benedek 1989.....	35; 50	Doedens 1974.....	25
Benedek 1990.....	46	Doedens 1981.....	13; 17; 32
Ben-Hasan Ghaly 1995.....	11	Dold et al. 1980.....	47
Bernet et al. 1996.....	51	Dold et al. 1986.....	47
Blanc-Navia (1991.....	33	Eckemfelder 1996.....	36
Blanc-Navia 1990.....	32	Eckenfelder -Argaman 1979.....	48
Boening-Larsen 1982, 1983.....	31	Eckenfelder-Musterman 1995.....	38
Bough (1976, 1978.....	33	Ekema et al. 1984.....	81
Bough-Swientek 1980.....	27	Elefsiniotis 1993.....	18; 32; 49
Bowie 1982.....	20	Elkin 1984.....	23
Bradley 1983.....	29	Elliot 1973.....	9
Brown-Pico 1980.....	17	EPA 1971.....	8; 37
Bull et al 1981, 1984.....	25	Eroglu et al. 1991.....	31
Byrne 1987.....	21; 39; 44	Fang 1990.....	23
Cameau et al. 1996.....	23	Feofanov 1992.....	19
Cameuau et al. 1996.....	52	Feofanov és munkatársai (1977, 1979.....	33
Carawan és Jones (1977.....	22		

Ferrando 1979.....	23	Henze et al. 1991.....	46; 47; 51
Fjrostel 1981.....	30	Henze et al. 1991, 1995.....	46
Fleit 1993.....	35	Henze et al. 1995.....	33; 36
Foot és társai (1993.....	38	Hickey-Owens 1981.....	31
Forster-Johnston 1987.....	40	Hidalgo et al. 1973.....	34
Fox 1975.....	32	Hiddink 1990.....	21
Fülöp 1987.....	13; 54; 70	Hills 1978.....	22
Gallo-Stanford 1979.....	25	Hilton-Oleszkiewicz 1985.....	29; 31
Galpin 1981.....	23; 28	Holder-Shewards 1976.....	11
Galpin és Parkin (1981.....	21	Holstram 1978.....	22
Galpin- Parkin 1981.....	21	Hoo et al. 1991.....	21
Galpin-Parkin (1982).....	16	Hoogstraten 1987.....	10
Galpin-Parkin 1981.....	21	Hopwood 1972, 1980.....	34
Garcia et al. 1996.....	36	Hopwood 1980.....	34
Gémes-Rókus 1992.....	21	Horváth-Lesényei 1986.....	20
Ghaly et al. 1988, 1989.....	28	Hung 1984.....	35
Ghaly et al. 1989.....	28	Hwu et al. 1996.....	30
Ghaly-El-Taweel 1995.....	11	IDF 1980.....	14; 21
Ghaly-Singh 1985.....	28	IDF 1981.....	14; 16; 17
Ghaly-Singh 1985, 1989.....	11	Ikonen és munkatársai (1985.....	30
Goronszy 1989 a,b.....	44	Imhoff 1995.....	51
Goronszy és Barnes (1980.....	44	Imura et al. 1993.....	49
Goronszy, 1988 a.....	44	Irvine 1989.....	35; 36
Goronszy-Barnes 1984.....	37	Irvine1992.....	49
Goronszy-Bryan, 1992.....	44	Irvine-Ketchum 1989.....	46
Goronszy-Eckenfelder 1988a/b.....	37	Jardin-Pöpel 1996.....	51
Goronszy-White 1989.....	39	Jenkins et al. 1986.....	36
Gouchet, 1987.....	23	Jobbágy 1989.....	46
Grady-Lim 1980.....	37	Joensson et al. 1996.....	47
Grau-Da-Rin 1996.....	38	Johansson et al. 1996.....	51; 52
Grau-Wanner 1992.....	37	Johnson 1974.....	7
Gray 1990.....	37; 47; 48	Johnston (1978.....	44
Guzella 1988.....	41	Johnston 1978.....	40
Guzzela 1988.....	20	Jones 1974.....	7; 8; 9; 14; 15; 36
Gyulai 1985.....	20; 63	Kaiser és munkatársai szerint (1994, 1995).....	30
Gyurász et al. 1996.....	80	Kaiser et al. 1995.....	30; 31
Hadjivassilis 1991.....	28	Kárpáti 1989c.....	29
Hamm et al. 1978.....	32	Kárpáti 1995a.....	35
Hang-Woodams 1981.....	11	Kárpáti 1995b.....	35
Hansen 1985.....	29; 44	Kárpáti 1996a, b.....	24
Harding 1974.....	12	Kárpáti és munkatársai, 1984.....	34
Harding 1979.....	21	Kárpáti et al 1990 a/b.....	28
Harding-Hodge 1978.....	40	Kárpáti et al. 1983, 1985.....	32
Harper-Blaisdell 1971 a/b.....	9	Kárpáti et al. 1983, 1990b.....	18
Harper-Chambers 1975.....	23	Kárpáti et al. 1990 a/b.....	27
Hatziconstantinou et al. 1996.....	51	Kárpáti et al. 1990b.....	70; 74
Hayashi-Isioka 1978.....	34	Kárpáti et al. 1990c.....	80
Heldman-Seberling 1976.....	9	Kárpáti et al. 1993.....	76; 79
Heldman-Seiberling 1976.....	9	Kárpáti et al. 1996a/e.....	80
Hemmings (1980.....	40	Kárpáti et al.1984b.....	55
Hemmings 1980.....	20; 32; 40	Kárpáti-Czoma 1990.....	34
Hemmings 1980, 1981.....	20	Kárpáti-Monozlay 1995.....	35
Hemmings 1981.....	23	Kárpáti-Rókus 1995.....	35
Henck 1993.....	23	Kasapgil et al. 1994 a,b.....	30
Henze 1996.....	36	Kasapgil et al. 1994 a/b.....	30; 31
Henze et al 1995.....	24		

Kasapgil-Anderson 1994.....	32	Mayer et al. 1983	36
Kearny 1973	17; 20	Mc Auliffe 1982.....	29
Ketting 1972.....	7	Mc Auliffe et al. 1979	29
Ketting 1977.....	9; 10	Mechsner-Wuhrmann 1974.....	27
Kimura et al. 1978 a/b	8	Méndez et al. 1989.....	31
Kirchner et al. 1996 a/b	18; 24	Mendoza et al. 1996.....	18
Kis 1992.....	12; 16; 21; 27	Mino et al. 1987.....	49
Kiss 1992.....	26	Molder et al. 1980.....	11
Kiss 1993.....	21; 57	Moller-Elbek 1993	21
Kjaergarden et al. 1988.....	10	Moller-Elbek 1993 a/b/c.....	21
Klaus, valamint Kirst és munkatársai (1985, 1987).....	33	Monozlay 1995	46
Klimuk et al. 1991	41	Monrui et al. 1995	30
Klopotek et al. 1994.....	33	Monteith et al. 1985	51
Kolarsky és Nyhuis (1995	44	Morper 1986	24
Kosaric-Asher 1982	10	Mortensen 1977	12; 34
Koster et al. 1986.....	29; 31	Mucsy 1993.....	29
Kristensen et al. 1992	51		
Kuba et al. 1993, 1994.....	49	Nagy 1995.....	24
Kvalláné 1984.....	19	Ndon-Dague 1994	31
		New Zealand Dairy Board 1981	7
Lafaut-Gael 1986.....	8	Nielsen 1975	21
Landine et al. 1985	31	Norcross 1987,1988	44
Lásztity 1974.....	8	Norcross 1988	44
le Hu et al. 1989.....	30	Norcross 1992	35; 36; 44
Lee Natuschka-Welander 1996.....	47	Norcross 1994	44
Leloup 1986.....	40	Nyhuis 1993, 1994	36
Leloup et al. 1986	31	Nysten 1981	13
Leonard-Rao-Bhamidimarri 1994	39		
Lettinga 1979.....	29	Oda és munkatársai 1981	33
Lettinga et al. 1980.....	29	Oláh et al. 1996.....	19; 36; 44
Lettinga-Hulshoff-Pol 1991.....	29	Oláh et al.1996.....	39
Lewandowski at al. 1992.....	49	Olvasó 1983	63
Lewin 1975	32	Omil-Morales 1996.....	33
Lewin-Forster 1974.....	32	Ord 1974.....	20; 24; 26
Linn és Niles (1988.....	45	Ordolf 1995.....	33
Lisenkova et al. 1981	40	Orhon 1993.....	36; 44
Liu et al. 1996.....	51	Orhon et al. 1987, 1993.....	19
Lo et al. 1985.....	31	Orhon et al. 1993	19; 36
Loeffler és Tietz (1992.....	38	OVH 1984.....	24
Loeffler és Titze (1992.....	45	Ozturk et al. 1993	30; 31
Looby-Kirsch 1991	21		
Lorx 1997	31	Öllös 1991.....	49
Ludzak-Ettinger 1962	47	Öllös 1992.....	35; 46
		Öllös 1993.....	35
Magnusson 1974.....	29	Öllös 1994, 1995	35
Malaspina et al. 1995.....	30; 52	Öllös, 1991.....	35
Malaspina et al. 1995, 1996	31		
Malaspina et al. 1996.....	52	Palm et al. 1980	36; 38
Mann 1973	10	Pankakoski 1978	35
Mann 1983, 1989.....	23	Papachristou-Lafazanis 1996.....	10; 11; 20
Markhasin et al. 1981,1988.....	33	Parkin 1983.....	28
Markhaszin és munkatársai (1988.....	33	Parkin és Marshall (1976	29
Markóné-Monostory 1995	10	Parkin-Marshall 1976	28
Marks 1978.....	17	Paulsrud-Eikum 1977.....	34
Marshall-Harper 1984; 9; 14; 20; 22; 26; 33; 37; 39; 42.....	23	Peacock 1977	23
Marshall-Parker 1984	23	Perle 1995	30
Martin 1988.....	37	Perle et al. 1995	19
Martin-Zall 1984	37	Perle et al.1995	30

Pestal 1991	23	Stelmach et al. 1973	32
Peterson et al, 1996.....	51	Stensel 1991.....	45
Pfendt-Jankovic 1983.....	34	Stensel-Barnard 1992.....	50
Piccini-Ferrari 1987.....	17	Stensel-Barnhard 1992.....	45; 49
Pickett 1988.....	29	Stephenson 1989.....	44
Pico-Groenewold 1984.....	17	Stover-Gonzalez 1985, 1987.....	30
Pompei-Riva (1976, 1979.....	33	Stover-Mattock 1991.....	18
Pöpel 1995.....	51	Strom (1974.....	17
Prysyazhuyuk et al. 1977.....	32	Strom 1974.....	12; 14; 17; 18
Qirk-Hellman 1971.....	40	Strom-Solyom 1978.....	14
Rabilizirov (1981, 1986.....	33	Strydom et al. 1993.....	15; 16
Rabilizirov és munkatársai (1980, 1981, 1986....	33	Strydon et al. 1995.....	31
Rabilizirov-Feofanov 1981.....	23	Sung-Dague 1992, 1995.....	31
Rabilizirov-Lisenkova 1980.....	32	Sung-Dague 1995.....	30
Rabinowitz et al. 1996.....	49; 51	Surrampalli-Baumann 1986, 1992.....	19
Rabinowitz, 1995.....	32	Sütő 1996.....	20
Randall et al. 1992.....	80	Switzenbaum-Danskin 1982.....	31
Raschke 1991.....	20	Synnott (1974.....	33
Rivald-Nagle 1996.....	51	Synnott 1974, 1977, 1978.....	26
Ross 1990.....	33	Szegő és munkatársainak 1981-es (1982 a/b.....	16
Ross és munkatársai (1990.....	33	Szegő et al. 1982 a/b.....	21
Ross-Valentine 1995.....	31	Tabakov és Kárpáti (1984.....	33
Royal 1974, 1978.....	21	Tabakov és munkatársai (1979 a/b, 1982.....	33
Rusten 1993.....	34	Tabakov és munkatársai (1979, 1982.....	33
Rusten és munkatársai is (1993.....	33	Tabakov-Kárpáti 1984.....	26
Rusten et al 1993.....	25	Taha et al. 1995.....	34
Rusten et al. 1992.....	40	Tam et al. 1994.....	36; 49
Rusten et al. 1993.....	32	Tarasevics 1980.....	33
Ryder 1980.....	10	Temmink et al. 1996.....	51
Satoh et al. 1992, 1994.....	49	Thom 1980.....	9
Scheer - Seyfried 1994, 1996.....	49	Timofeeva 1992.....	23
Scheer-Seyfried 1996.....	49; 51	Toogood 1979.....	27
Schelling 1988.....	37	Toókos 1978, 1982.....	32
Scheltinga 1972.....	21; 42	Toókos 1982.....	26
Schrale 1981.....	28	Toókos 1983.....	32; 33
Schrale et al. 1981.....	28	Toshiaki et al. 1978.....	8
Sedlak 1991.....	35; 36; 41; 46; 47; 50	Tsonis 1996.....	51
Selmer-Olsen et al. 1996.....	33	Tzeng 1985.....	37
Seyfried 1974.....	40	US EPA 1971.....	8; 14; 15; 18; 21; 26; 28
Seyfried 1974, 1980.....	40	US EPA 1973.....	21
Sezgin 1978.....	36	US EPA 1992.....	35; 36; 49
Sezgin et al. 1978.....	38	Van Haandel et al. 1981.....	47
Sherman 1979.....	34	Vandamme-Waes 1979.....	21
Shimizu (1995.....	38	Várkonyi et al. 1996.....	19
Shin et al 1992.....	36	Varma-Chawla 1981.....	27
Shin et al. 1992.....	35; 50	Viraraghavan és Kikkeri (1989, 1990.....	30
Siegrist 1995.....	46	Viraraghavan-Kikeri 1989, 1990.....	31
Simonini 1977a/b.....	32	Wanner 1994.....	27; 37
Skrindle-Bhagat 1982.....	51	Wanner-Grau 1989.....	37
Sobkowicz 1986.....	31	Watson et al. 1977.....	28
Solymos (1978.....	33	WEF 1991.....	40
Solymos 1978.....	27	WEF 1992.....	19; 36; 39; 40; 49
Somlyódy 1994.....	51	Welper et al. 1996.....	30
Sorensen 1974.....	14	Wentzel et al. 1990.....	47; 48; 49; 50; 51
Sorensen-Jorgensen 1993.....	29; 46		

Wentzel et al. 1990, 1992.....	47; 48; 49
Werner 1975.....	13; 25
Werner 1978.....	8; 12
Wheatland 1974.....	18; 23; 26; 40
Wheatly és társai (1988.....	38
Wheatly et al. 1988.....	37
Wildret-Boehner 1990 a/b.....	19
Wilson-Newton 1973.....	51
Wirtz-Dague 1994.....	30
WRC 1989.....	15

Yan et al. 1989.....	31
Yu-Hung 1991.....	37
Zall 1980, 1984.....	21
Zamora-Lit 1996.....	19
Zhao et al. 1994 a/b.....	46
Zhao et al. I és II 1994.....	49
Zherebtsov-Spirakova 1984.....	33